

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA**

**SISTEMAS SILVIPASTORIS COM LEGUMINOSAS ARBÓREAS E
Brachiaria decumbens STAPF: BIOMASSA ARBÓREA, DECOMPOSIÇÃO
DE FOLHAS E FERTILIDADE DO SOLO**

ANA MARÍA HERRERA ANGULO

**RECIFE-PE
FEVEREIRO-2020**

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA**

**SISTEMAS SILVIPASTORIS COM LEGUMINOSAS ARBÓREAS E
Brachiaria decumbens STAPF: BIOMASSA ARBÓREA, DECOMPOSIÇÃO
DE FOLHAS E FERTILIDADE DO SOLO**

ANA MARÍA HERRERA ANGULO

Engenheira Agrônoma

**RECIFE-PE
FEVEREIRO-2020**

ANA MARÍA HERRERA ANGULO

**SISTEMAS SILVIPASTORIS COM LEGUMINOSAS ARBÓREAS E
Brachiaria decumbens STAPF: BIOMASSA ARBÓREA,
DECOMPOSIÇÃO DE FOLHAS E FERTILIDADE DO SOLO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zootecnia da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Zootecnia.

Comitê de Orientação

Prof. Dr. Alexandre Carneiro Leão de Mello

Profa. Dra. Valéria Xavier de Oliveira Apolinário

Prof. PhD. José Carlos Batista Dubeux Júnior

**RECIFE-PE
FEVEREIRO-2020**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- A594s Angulo, Ana María Herrera
Sistemas silvipastoris com leguminosas arbóreas e *Brachiaria decumbens* Stapf: Biomassa arbórea, decomposição de folhas e fertilidade do solo / Ana María Herrera Angulo. - 2020.
132 f. : il.
- Orientador: Alexandre Carneiro Leao de Mello.
Coorientadora: Valeria Xavier de Oliveira Apolinario.
Inclui referências.
- Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Recife, 2020.
1. Consórcio gramínea – leguminosa. 2. *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud.. 3. *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth.. 4. Propriedades do solo. 5. Taxa de decomposição. I. Mello, Alexandre Carneiro Leao de, orient. II. Apolinario, Valeria Xavier de Oliveira, coorient. III. Título

ANA MARÍA HERRERA ANGULO**Sistemas silvipastoris com leguminosas arbóreas e *Brachiaria decumbens* Stapf:
Biomassa arbórea, decomposição de folhas e fertilidade do solo**

Tese defendida e aprovada pela Comissão Examinadora em 27 de fevereiro de 2020.

Presidente:

Prof. Dr. Alexandre Carneiro Leão de Mello
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Departamento de Zootecnia

Titulares:

Prof. Dr. Valdson José da Silva
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Departamento de Zootecnia

Prof. Dr. Márcio Vieira da Cunha
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Departamento de Zootecnia

Dra. Suellen Brandão de Miranda Costa
PNPD/Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dr. Bruno Carneiro e Pedreira
EMBRAPA

**RECIFE-PE
FEVEREIRO-2020**

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

ANA MARÍA HERRERA ANGULO – Filha de Pablo Emilio Herrera Diaz e Gloria del Carmen Angulo de Herrera, nasceu em Maracay, no estado Aragua, Venezuela. Em 2003 se formou como Engenheira Agrônoma da “Universidad Central de Venezuela” (Venezuela) e, posteriormente, na mesma universidade, como *Magister Scientiarum* em Produção Animal na área de Sistemas de Produção com Ruminantes. No mês de setembro de 2007 ingressou na “Universidad Nacional Experimental del Táchira” (Venezuela), como pesquisadora no Programa de Nutrição e Forragem, da Coordenação de Pesquisa Agropecuária - Reitoria de Pesquisa, e como professora da graduação das disciplinas Forragicultura e Laboratório de Forragicultura, ambas dos Departamentos de Engenharia Agrônômica e Engenharia de Produção Animal. Tem atuado como professora de pós-graduação nas áreas de Nutrição Animal e Forragem, como responsável do Programa de Pesquisa em Nutrição e Forragem, coordenadora do Laboratório da Forragem e como responsável dos estágios profissionais para a carreira de Engenharia Agrônômica. No ano 2015 foi favorecida pelo Departamento de Desenvolvimento Humano e Educação da Organização dos Estados Americanos (OEA), para receber uma bolsa do Grupo Coimbra de Universidades Brasileiras (GCUB) e da Organização Pan-americana da Saúde, para realizar o curso de Doutorado em Zootecnia na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), iniciando em março do ano 2016, concentrando os seus estudos na área da Forragicultura. Em fevereiro de 2020, a presente tese foi apresentada à banca de defesa.

DEDICO

Aos meus pais **Gloria e Pablo**, meus exemplos de vida

Aos meus irmãos **Tere e Pablo**

Aos meus sobrinhos **Gabi, Nelson, Angélica, Moisés, Victoria e Anna**

Para o **meu avô** no céu

A **toda a minha família**, que é o mais valioso que sempre teremos

Estaremos juntos novamente.

AGRADECIMENTOS

À UFRPE, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, pela oportunidade de realização do curso.

Ao meu orientador, professor Alexandre Carneiro Leão de Mello, por seu apoio, confiança, dedicação e paciência em meu trabalho. Sua capacidade de orientar minhas ideias têm sido uma contribuição inestimável na minha formação e no desenvolvimento da presente tese.

Aos meus co-orientadores Valéria Xavier de Oliveira Apolinário e José Carlos Batista Dubeux Júnior, pelos quais tenho enorme admiração. Agradeço a disponibilidade e generosidade para compartilhar sua experiência e sabedoria, e pela confiança depositada em mim.

A todos os funcionários da Estação Experimental de Itambé do IPA, em especial Silvio, Edvaldo (Nego), José dos Santos (Deca), Maria, Marilene, Formiga, Dr. Fernando e Silvia os quais, não mediram esforços para me ajudar.

Aos professores da UFRPE Marcelo de Andrade Ferreira, Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira, Mario Andrade de Lira Jr., Mércia Virginia Ferreira dos Santos e Márcio Vieira da Cunha, por toda contribuição e disponibilidade em ajudar ativamente. Tenho grande admiração por todos vocês.

Aos pesquisadores e funcionários do IPA Erinaldo Viana de Freitas, Marta dos Santos Assunção, José de Paula Oliveira, Sr. Jairo, Marilene, Gerson e Salatiel, pela confiança, apoio e disponibilidade.

À professora Maria Betânia Galvão dos Santos Freire e aos funcionários do Laboratório de Química do Solos da UFRPE, por toda a contribuição e disponibilidade em ajudar ativamente.

Ao Departamento de Desenvolvimento Humano e Educação da OEA, GCUB e Organização Pan-Americana da Saúde, à CAPES e FACEPE, pela concessão da bolsa e apoio financeiro para realização desta pesquisa.

Aos meus grandes amigos da pós-graduação, “forrageiros” e “forragezes”, com quem criei laços de amizade fortes, contribuindo para o meu crescimento pessoal: Juliana Vicente, Izabela, Williane, Lenildo, Carlos, Wellington e Leonardo. Para todos, tem sido

um caminho longo e não muito fácil, mas não podemos esquecer a importância do contato humano.

Ao “grupo da pinga” Darlan, Gláucia, Diego, Juliana, Michelle e Robert, amigos das risadas, parceiros e confidentes.

A Robert Emilio Mora (meu Grilo Falante), quem me incentivou para empreender este desafio e quem me deu todo o apoio, força e motivação durante esses quatro anos.

A minha família, que, com seu amor e apoio incondicional na distância, facilitou a realização desta nova conquista para minha vida pessoal e profissional. Vocês são meu motor, meus melhores amigos e cúmplices em todos os desafios que a vida tenha para mim.

A Deus, por ter me concedido saúde, força e esperança, e porque sempre esteve ao meu lado no decorrer deste ciclo, me manifestando seu amor, sabedoria e incondicional apoio por meio da nobreza e bênçãos de todos aqueles que citei anteriormente.

SUMÁRIO

	Página
Lista de Tabelas.....	x
Lista de Figuras.....	xii
Resumo Geral.....	xiv
General Abstract.....	xvi
Considerações Iniciais.....	1
Capítulo 1. Potencial produtivo e nutricional de leguminosas arbóreas consorciadas com <i>Brachiaria decumbens</i> Stapf.....	3
Resumo.....	4
Abstract.....	5
Introdução.....	6
Material e Métodos.....	8
<i>Local, tratamentos e delineamento experimental</i>	8
<i>Variáveis dendrométricas e biomassa aérea das espécies arbóreas</i>	11
<i>Composição química de leguminosas arbóreas</i>	12
<i>Composição química da Braquiária</i>	13
<i>Análises estatísticas</i>	13
Resultados e Discussão.....	14
<i>Variáveis dendrométricas e biomassa aérea das espécies arbóreas</i>	14
<i>Composição química de leguminosas arbóreas</i>	19
<i>Composição química da Braquiária</i>	23
Conclusões.....	25
Referências Bibliográficas.....	26
Capítulo 2. Metodologias de avaliação da decomposição de folhas senescentes de leguminosas arbóreas.....	32
Resumo.....	33
Abstract.....	34
Introdução.....	35
Material e Métodos.....	36
<i>Local e material experimental</i>	36
<i>Decomposição no solo</i>	38
<i>Decomposição no rúmen</i>	39
<i>Análises químicas</i>	39
<i>Análises estatísticas</i>	40
Resultados e discussão.....	40
Conclusões.....	52
Referências bibliográficas.....	53

	Página
Capítulo 3. Decomposição de folhas senescentes de <i>Brachiaria decumbens</i> Stapf. e leguminosas arbóreas.....	58
Resumo.....	59
Abstract.....	60
Introdução.....	61
Material e Métodos.....	63
<i>Local, tratamentos e delineamento experimental</i>	63
<i>Decomposição no solo</i>	65
<i>Análises estatísticas</i>	66
Resultados e Discussão.....	67
Conclusões.....	76
Referências Bibliográficas.....	77
Capítulo 4. Atributos do solo em sistemas silvipastoris integrando leguminosas arbóreas e capim Braquiária.....	83
Resumo.....	84
Abstract.....	85
Introdução.....	86
Material e Métodos.....	88
<i>Local, tratamentos e delineamento experimental</i>	88
<i>Análises estatísticas</i>	91
Resultados e Discussão.....	92
<i>Propriedades físicas</i>	92
<i>Propriedades químicas</i>	93
<i>Propriedades biológicas</i>	101
Conclusões.....	105
Referências Bibliográficas.....	106
Considerações Finais e Implicações.....	112

LISTA DE TABELAS

	Página
Capítulo 1. Potencial produtivo e nutricional de leguminosas arbóreas consorciadas com <i>Brachiaria decumbens</i> Stapf.	
1 Análise química do solo das parcelas experimentais dos sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, na Estação Experimental de Itambé-PE (média dos anos 2017 e 2018).....	10
2 Variáveis dendrométricas de Gliricídia e Sabiá em sistemas silvipastoris com capim Braquiária; Itambé-PE.....	14
3 Variáveis dendrométricas de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, em função do corte; Itambé-PE.....	15
4 Biomassa fracionada e total de Gliricídia e Sabiá em sistemas silvipastoris com capim Braquiária; Itambé-PE.....	17
5 Interação espécie x data de corte para biomassa de ramos e folhas (até 1,5 m) de Gliricídia e Sabiá nos sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.....	18
6 Composição química de folhas de Gliricídia e Sabiá em sistema silvipastoril com capim Braquiária, Itambé-PE.	20
7 Conteúdo de matéria seca, proteína bruta, fibra em detergente ácido e nitrogênio insolúvel em detergente ácido de leguminosas arbóreas através do tempo nos sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.....	21
8 Interação espécie x data corte para matéria orgânica, matéria mineral e relação carbono:nitrogênio de folhas de Gliricídia e Sabiá nos sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.....	21
9 Abundância natural de ¹³ C e ¹⁵ N e nitrogênio derivado da atmosfera de folhas da Gliricídia e Sabiá nos sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.....	22
10 Abundância natural de ¹³ C e ¹⁵ N de leguminosas arbóreas através do tempo nos sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.....	23
11 Composição química da biomassa aérea de Braquiária em monocultivo e consorciada com leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris, Itambé-PE.....	24
12 Interação tratamento x data corte da matéria seca, fibra em detergente ácido e lignina da biomassa aérea de Braquiária em monocultivo e consorciada com leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris, Itambé-PE.....	24

Capítulo 2. Metodologias de avaliação da decomposição de folhas senescentes de leguminosas arbóreas

- | | | |
|---|--|----|
| 1 | Análise química do solo das parcelas experimentais dos sistemas silvipastoris na Estação Experimental de Itambé-PE (média dos anos 2017 e 2018)..... | 38 |
| 2 | Médias da biomassa e elementos estimados remanescentes, de folhas senescentes de Gliricídia e Sabiá incubadas no solo (Náilon e TNT), em sistemas silvipastoris e no rúmen de bubalinos, através do tempo..... | 50 |

Capítulo 3. Decomposição de folhas senescentes de *Brachiaria decumbens* Stapf. e leguminosas arbóreas

- | | | |
|---|--|----|
| 1 | Análise química do solo das parcelas experimentais dos sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, na Estação Experimental de Itambé-PE (média dos anos 2017 e 2018)..... | 65 |
| 2 | Constante de desaparecimento inicial (B_0) e taxa de decomposição relativa (k) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE..... | 67 |
| 3 | Características químicas de folhas senescentes em decomposição, em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE..... | 69 |

Capítulo 4. Atributos do solo em sistemas silvipastoris integrando leguminosas arbóreas e capim Braquiária

- | | | |
|----|--|-----|
| 1 | Propriedades físicas do solo em sistemas silvipastoris com capim Braquiária; Itambé-PE..... | 92 |
| 2A | Propriedades químicas do solo em sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária; Itambé-PE..... | 94 |
| 2B | Propriedades químicas do solo em sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária, Itambé-PE..... | 95 |
| 3 | Propriedades biológicas do solo nos sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária, Itambé-PE..... | 102 |

LISTA DE FIGURAS

	Página
Capítulo 1. Potencial produtivo e nutricional de leguminosas arbóreas consorciadas com <i>Brachiaria decumbens</i> Stapf.	
1 Precipitação mensal (mm) de 2011-2015 e do período experimental (setembro/2016 a abril/2018) na Estação Experimental de Itambé-PE...	9
2 Distribuição das leguminosas arbóreas nos sistemas silvipastoris, na Estação Experimental de Itambé-PE.....	10
3 Interação espécie arbórea x data de corte para o diâmetro à altura do peito (DAP) de Gliricídia e Sabiá em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.....	16
4 Interação espécie arbórea x data de corte para biomassa aérea total de Gliricídia e Sabiá em sistema silvipastoril com capim Braquiária, Itambé-PE.....	19
Capítulo 2. Metodologias de avaliação da decomposição de folhas senescentes de leguminosas arbóreas	
1 Precipitação mensal (mm) de 2011-2015 e do período de coleta + incubação (outubro/2016 a novembro/2017) na Estação Experimental de Itambé-PE.....	37
2 Matéria seca (MS) remanescente ($g \cdot 100 g MS^{-1}$) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.....	42
3 Carbono (C) remanescente ($g \cdot 100 g C^{-1}$) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.....	43
4 Nitrogênio (N) remanescente ($g \cdot 100 g N^{-1}$) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.....	44
5 Lignina ($g \cdot kg MS^{-1}$) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.....	46
6 Relação carbono:nitrogênio (C:N) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.....	47
7 Relação lignina:nitrogênio (lignina:N) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.....	49
Capítulo 3. Decomposição de folhas senescentes de <i>Brachiaria decumbens</i> Stapf. e leguminosas arbóreas	
1 Precipitação mensal (mm) de 2011-2015 e do período de coleta + incubação de folhas nos sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, na Estação Experimental de Itambé-PE.....	64

	Página
2 Matéria seca (MS) remanescente ($\text{g} \cdot 100 \text{ g MS}^{-1}$) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.....	70
3 Matéria orgânica (MO) remanescente ($\text{g} \cdot 100 \text{ g MO}^{-1}$) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.....	71
4 Carbono orgânico (C) remanescente ($\text{g} \cdot 100 \text{ g C}^{-1}$) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.....	72
5 Nitrogênio (N) remanescente ($\text{g} \cdot 100 \text{ g N}^{-1}$) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.....	73
6 Relação carbono:nitrogênio (C:N) de folhas da Braquiária e leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.....	74
7 Lignina ($\text{g} \cdot 100 \text{ g MS}^{-1}$) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.....	76

Capítulo 4. Atributos do solo em sistemas silvipastoris integrando leguminosas arbóreas e capim Braquiária

1 Precipitação mensal (mm) entre os meses de janeiro e setembro, nos anos de coleta do solo, na Estação Experimental de Itambé-PE.....	89
2 Interação ano de avaliação x tratamento x sítio de amostragem para Mg^{+2} do solo, em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.....	96
3 Interação ano de avaliação x sítio de amostragem para K^{+} do solo, em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.....	97
4 Interação tratamento x sítio de amostragem para acidez potencial e soma de bases do solo, em sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária, Itambé-PE.....	99
5 Interação ano de avaliação x tratamento x sítio de amostragem para a saturação por bases do solo, em sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária, Itambé-PE.....	100
6 Interação tratamento x sítio de amostragem para saturação de Al^{+3} do solo, em sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária, Itambé-PE.....	101
7 Interação ano de avaliação x tratamento para a umidade gravimétrica do solo, em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE....	103
8 Interação tratamento x ano de avaliação para a fração leve da MO do solo, em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.....	104
9 Interação tratamento x ano de avaliação para a $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ evoluído do solo, em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.....	105

RESUMO GERAL

SISTEMAS SILVIPASTORIS COM LEGUMINOSAS ARBÓREAS E *Brachiaria decumbens* STAPP: BIOMASSA ARBÓREA, DECOMPOSIÇÃO DE FOLHAS E FERTILIDADE DO SOLO

Sistemas silvipastoris integrando leguminosas arbóreas podem beneficiar a sustentabilidade do ecossistema, promovendo serviços ambientais. Neste sentido, objetivou-se avaliar o potencial produtivo e composição química de leguminosas arbóreas, comparar três metodologias de decomposição de folhas senescentes de leguminosas, analisar a decomposição no solo de folhas senescentes de *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricídia), *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (Sabiá) e *Braquiaria decumbens* Stapf. (Braquiária), e avaliar a fertilidade do solo em sistemas silvipastoris. As parcelas experimentais consistiram dos consórcios Braquiária + Gliricídia, Braquiária + Sabiá e Braquiária em monocultivo. O delineamento experimental foi casualizado em blocos, com três repetições, em parcelas sob lotação contínua e taxa de lotação variável. Quatro amostragens foram realizadas entre outubro/16–abril/18 (intervalos de 6 meses), para avaliação de variáveis dendrométricas, biomassa total (BT) das leguminosas [folhas até 1,5 m de altura (F15) e totais (FT), e ramos finos (RF, <12,9 cm de circunferência), intermediários (RI, 13–20 cm) e grossos (RG, >20 cm)]; análise química de folhas de leguminosas e Braquiária [matéria seca (MS), matéria orgânica (MO), nitrogênio (N), fibra em detergente ácido (FDA), lignina e nitrogênio insolúvel em detergente ácido (NIDA)], e nas leguminosas a relação carbono:nitrogênio (C:N), abundância natural do ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$), ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio derivado da atmosfera (Ndda). Na comparação dos processos de decomposição de folhas, três incubações foram realizadas: no solo (0, 4, 8, 16, 32, 64, 128 e 256 dias) com sacos de náilon e tecido não tecido (TNT); e no rúmen (0, 6, 12, 24, 48, 96 e 144 horas) com sacos de TNT. Foram desenvolvidos modelos de estimação de parâmetros para posterior análises considerando a porcentagem do tempo total de incubação. No solo (sacos de náilon) foram comparados os processos de decomposição das leguminosas e Braquiária. Foram determinadas, no solo, as propriedades físicas, químicas [pH, fósforo (P), potássio (K^+), cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), sódio (Na^+), alumínio trocável (Al^{+3}) e acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$), estimando a soma de bases trocáveis (SB), capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e potencial, saturação por bases (V) e saturação por Al^{+3} (m)], e biológicas [fração leve da matéria orgânica (FLMO), respiração basal (RBS) e abundância natural ($\delta^{13}\text{C}$) do CO_2 respirado]. Os dados foram analisados utilizando o SAS University. As variáveis diâmetro da base (6,0 e 7,6 cm), comprimento do fuste (5,5 e 7,5 cm), altura de Lorey (5,9 e 7,2 cm), volume da árvore (0,2 e 0,3 m^3), RI (7,5 e 13,9 $\text{Mg MS}\cdot\text{ha}^{-1}$), FT (1,8 e 3,0 $\text{Mg MS}\cdot\text{ha}^{-1}$), MS (252 e 427 $\text{g}\cdot\text{kg MN}^{-1}$), lignina (145 e 233 $\text{g}\cdot\text{kg MS}^{-1}$) e NIDA (168 e 272 $\text{g}\cdot\text{kg N}^{-1}$) sofreram efeito da espécie com médias superiores para Sabiá ($P < 0,05$). A Gliricídia apresentou maior PB (250 e 187 $\text{g}\cdot\text{kg MS}^{-1}$), $\delta^{13}\text{C}$ (-34 e -35‰) e Ndda (65 e 47%). As taxas de decomposição (k) do N da Sabiá e lignina, C:N e lignina:N da Gliricídia foram superiores ($P < 0,05$) no solo, independente do tecido utilizado. Na avaliação do processo de decomposição no solo, a k foi superior ($P < 0,05$) para Braquiária na MS, C e C:N, Gliricídia e Braquiária na matéria orgânica (MO) e Gliricídia no N. No solo, o pH (5,3; 5,2; 5,1), P (11,3; 7,2; 3,6 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), Mg^{+2} (2,6; 1,1; 1,5 $\text{cmol}_c\cdot\text{dm}^{-3}$), K^+ (0,23; 0,17; 0,12

cmol_c·dm⁻³), SB (5,3; 4,6; 4,6 cmol_c·dm⁻³) e CTC_{efetiva} (5,8; 5,1; 5,0 cmol_c·dm⁻³) sofreram redução (P<0,05), enquanto H⁺+Al⁺³ (4,97; 9,6 e 9,8 cmol_c·dm⁻³) sofreu elevação (P<0,05), respectivamente aos anos 2013, 2017 e 2018. A RBS sofreu redução (0,21 e 0,14 mg CO₂·kg solo⁻¹·h⁻¹) em relação à profundidade 0-20 e 20-40 cm, respectivamente. A Sabiá demonstrou continuidade no crescimento e potencial para incorporar nutrientes ao solo. A Gliricídia disponibiliza material forrageiro e tem maior potencial de FBN. A dinâmica da decomposição de folhas senescentes de Gliricídia e Sabiá no solo pode ser avaliada por meio de sacos de náilon ou TNT. A Gliricídia possui maior taxa de decomposição de folhas, com potencial de rápida liberação de nutrientes ao solo; enquanto na Sabiá evidencia liberação mais lenta de nutrientes ao solo, porém, com potencial de formar uma MO mais estável. A taxa de decomposição da Braquiária é limitada pelo baixo teor de N das folhas, alta relação C:N e imobilização de N durante o processo. Sistemas silvipastoris em consórcio com Braquiária, sem adubação de manutenção, mantêm uniformidade nas propriedades físicas do solo, embora ocorra redução na fertilidade. Ambos os sistemas contribuem com o sequestro de C.

Palavras-chave: Consórcio gramínea – leguminosa; *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud.; *Mimosa caesalpinifolia* Benth.; Propriedades do solo; Taxa de decomposição.

GENERAL ABSTRACT

SILVIPASTORAL SYSTEMS WITH ARBOREA LEGUMINOUS AND *Brachiaria decumbens* STAPF: TREE BIOMASS, LEAF DECOMPOSITION AND SOIL FERTILITY

Forestry systems integrating tree legumes can benefit the sustainability of the ecosystem, promoting environmental services. In this sense, the objectives were evaluate the productive and chemical potential of tree legumes, compare three methodologies for decomposing senescent legume leaves, analyze the decomposition in the soil of senescent leaves of *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (*Gliricidia*), *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (*Sabiá*) and *Braquiaria decumbens* Stapf. (*Signalgrass*), and evaluate soil fertility in silvopastoral systems. The experimental plots consisted of the consortia *Signalgrass* + *Gliricidia*, *Signalgrass* + *Sabiá* and *Signalgrass* in monoculture. The experimental design was randomized in blocks, with three replications, in plots maintained under continuous stocking and variable stocking rate. Four samplings were carried out between October/16 – April/18 (6-month intervals), to evaluate dendrometric variables, total biomass (BT) of legumes [leaves up to 1.5 m high (L15) and total (LT), and thin branches (Tnb, <12.9 cm in circumference), intermediate (Ib, 13–20 cm) and thick (Tcb, >20 cm)]; chemistry of legume and *Signalgrass* leaves [dry matter (DM), organic matter (OM), nitrogen (N), acid detergent fiber (ADF), lignin and nitrogen insoluble in acid detergent (ADIN)] and in legumes, carbon:nitrogen ratio (C:N), natural abundance of ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$), ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen derived from the atmosphere (Ndfa). In the comparison of leaf decomposition processes, three incubations were performed, being in the soil (0, 4, 8, 16, 32, 64, 128 and 256 days) with nylon and non-woven bags (NWB) and in the rumen (0, 6, 12, 24, 48, 96 and 144 hours) with NWB. Parameter estimation models were developed for further analysis considering the incubation total time percentage. In the soil (nylon bags), the decomposition processes of legumes and *Signalgrass* were compared. In the soil, the physical and chemical properties [pH, phosphorus (P), potassium (K^+), calcium (Ca^{+2}), magnesium (Mg^{+2}), sodium (Na^+), exchangeable aluminum (Al^{+3}) and potential acidity ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$), estimating the exchangeable bases sum (EBS), effective and potential cation exchange capacity (CEC), base saturation (V) and Al^{+3} saturation (m)], and biological [organic matter light fraction (MOLF), basal respiration (SBR) and natural abundance ($\delta^{13}\text{C}$) of the breathed CO_2]. Soil chemical analyzes in 2013 were also considered. Data were analyzed using SAS University. The variables base diameter (6.0 and 7.6 cm), stem length (5.5 and 7.5 cm), Lorey height (5.9 and 7.2 cm), tree volume (0, 2 and 0.3 m³), Ib (7.5 and 13.9 Mg DM·ha⁻¹), TL (1.8 and 3.0 Mg MS·ha⁻¹), DM (252 and 427 g·kg⁻¹ as a fed), lignin (145 and 233 g·kg DM⁻¹), ADIN (168 and 272 g·kg N⁻¹) suffered species effect with higher averages in *Sabiá* ($P < 0.05$). While, *Gliricidia* was superior in CP (250 and 187 g·kg DM⁻¹), $\delta^{13}\text{C}$ (-34 and -35 ‰) and Ndfa (65 and 47%). Decomposition rate (k) of N from *Sabiá* and lignin, C:N and lignin:N from *Gliricidia* were higher ($P < 0.05$) in the soil, regardless of textile used. In assessing the decomposition process in the soil, k was superior ($P < 0.05$) for *Signalgrass* in DN, C and C:N ratio, for *Gliricidia* and *Signalgrass* in organic matter (OM) and for *Gliricidia* in N. In the soil, pH (5.3; 5.2; 5.1), P (11.3; 7.2; 3.6 mg·dm⁻³), Mg^{+2} (2.6; 1.1; 1.5 cmol_c·dm⁻³), K^+ (0.23; 0.17; 0.12 cmol_c·dm⁻³), EBS (5.3; 4.6; 4.6 cmol_c·dm⁻³) and CEC_{effective} (5.8; 5.1; 5.0 cmol_c·dm⁻³) suffered a

reduction ($P < 0.05$), while $H^+ + Al^{+3}$ (4.97; 9.6; 9.8 $cmol_c \cdot dm^{-3}$) suffered elevation ($P < 0.05$), respectively for the years 2013, 2017 and 2018. Soil basal respiration suffered reduction (0.21–0.14 $mg CO_2 \cdot kg \text{ soil}^{-1} \cdot h^{-1}$) in relation to the depth 0-20 and 20-40 cm, respectively. Sabiá demonstrated continued growth and potential to incorporate nutrients into the soil. Gliricídia provides forage material and has greater potential for NBF. Dynamics of senescent leaves decay of Gliricídia and Sabiá in the soil can be evaluated by means of nylon or TNT bags. Gliricidia has a higher rate of leaf decomposition, with the potential for rapid release of nutrients to the soil; while Sabiá shows slower release of nutrients, however, with the potential to form a more stable OM. Decomposition rate of Signalgrass is limited by the low N content of leaves, providing a high C:N ratio and immobilization of N during the process. Silviculture systems intercropped with Signalgrass, without maintenance fertilization, maintain uniformity in the physical properties of the soil, although there is a reduction in fertility. Both systems contribute to the sequestration of C.

Keywords: Decomposition rate; *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud.; Grass-legume consortium; *Mimosa caesalpinifolia* Benth.; Soil properties.

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Os sistemas de produção pecuária nos trópicos têm sido caracterizados por baixa eficiência no uso da terra, associada à elevada deterioração ambiental devido, principalmente, a problemas como o desmatamento, degradação de pastagens, queima, erosão e perda de biodiversidade (flora e fauna). Ao longo do tempo, esta realidade contribuiu para promover a atividade pecuária como um setor produtivo que prejudica a sustentabilidade, sobretudo do ponto de vista ecológico.

Os sistemas silvipastoris são uma forma de sistemas agroflorestais que permitem atenuar os efeitos da produção pecuária adotada com baixo nível tecnológico e sem evidente planejamento a longo prazo. Esta proposta de sistema possibilita a exploração dos recursos solo, planta, animal e ambiente, buscando o equilíbrio na interação entre estes componentes. Nestes sistemas, a meta é a melhoria no uso dos recursos disponíveis, buscando a sustentabilidade do ecossistema.

No mundo existe uma grande variedade de sistemas silvipastoris, os quais contribuem para o desenvolvimento sustentável da produção pecuária, principalmente quando utilizadas leguminosas arbóreas. A integração destas espécies com gramíneas herbáceas favorece a ocorrência de interações ecológicas benéficas, que podem se manifestar no aumento da produtividade animal, da eficiência do uso de recursos e maior provisão de serviços ambientais (indicadores produtivos, econômicos, ambientais e de bem-estar animal).

As leguminosas arbóreas Gliricídia [*Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud.] e Sabiá (*Mimosa caesalpinifolia* Benth.) vêm sendo consideradas opções com potencial para utilização em sistemas silvipastoris na Zona da Mata de Pernambuco, demonstrando elevadas taxas de crescimento e persistência. A Gliricídia, principalmente na América Latina, vem sendo amplamente utilizada em sistemas silvipastoris, dentre outros fatores, por sua contribuição nutricional proteica na alimentação de ruminantes em pastejo.

A Sabiá trata-se de uma alternativa local que, além de apresentar ampla adaptação à Zona da Mata de Pernambuco, produz madeira comercializável, de elevado valor comercial, o que favorece a renda do produtor. Para ter sucesso, os esforços de implantação de sistemas silvipastoris requerem uma compreensão dos fatores biológicos, econômicos e de gestão que influenciem o estabelecimento e sua persistência. Os

impactos dos sistemas silvipastoris nos componentes solo-planta-animal, em curto e longo prazo, variam entre ecossistemas e tempo de estabelecimento de cada ecossistema. A implantação de espécies com características diferentes, como Gliricídia e Sabiá, podem propiciar interações desiguais dentro de cada sistema, promovendo variabilidade de resultados na provisão de serviços ambientais. Neste contexto, objetivou-se avaliar a biomassa arbórea, decomposição de folhas e fertilidade do solo de sistemas silvipastoris com leguminosas arbóreas e *Brachiaria decumbens* Stapf.

CAPÍTULO 1

**Potencial produtivo e nutricional de leguminosas arbóreas
consorciadas com *Brachiaria decumbens* Stapf.**

**Potencial produtivo e nutricional de leguminosas arbóreas consorciadas com
Brachiaria decumbens Stapf.**

RESUMO

Sistemas silvipastoris (SSPs) permitem o uso eficiente dos recursos naturais, seguindo os princípios da produção sustentável. Espécies forrageiras como *Gliricídia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricídia) e *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (Sabiá) são importantes opções locais para a fixação biológica de nitrogênio (FBN), tolerantes à seca e fonte de proteína para ruminantes. Para avaliar o potencial produtivo e química de leguminosas arbóreas, exploradas em SSPs foi realizado um ensaio, no qual as parcelas experimentais consistiram dos consórcios *Brachiaria decumbens* Stapf. (Braquiária) + Gliricídia e Braquiária + Sabiá (ambas leguminosas em fileiras duplas) e da Braquiária em monocultivo. O delineamento experimental foi casualizado em blocos, com três repetições, em parcelas sob lotação contínua e taxa de lotação variável. Quatro datas de corte foram consideradas entre outubro/16–abril/18 (intervalos de 6 meses), para avaliação das variáveis altura da árvore, diâmetro da base (DB), diâmetro à altura do peito (DAP), comprimento do fuste (CF), altura de Lorey (HLorey), volume total (Vol), biomassa total (BT) das leguminosas [folhas até 1,5 m de altura (F15) e totais (FT), e ramos finos (RF, <12,9 cm de circunferência), intermediários (RI, 13–20 cm) e grossos (RG, >20 cm)]; química de folhas de leguminosas e Braquiária [matéria seca (MS), matéria orgânica (MO), proteína bruta (PB), fibra em detergente ácido (FDA), lignina e nitrogênio insolúvel em detergente ácido (NIDA)] e nas leguminosas, a relação carbono:nitrogênio (C:N), abundância natural do ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$), ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio derivado da atmosfera (Ndda). Os dados foram analisados utilizando o procedimento Proc Mixed do SAS. Houve efeito das espécies para as variáveis DB (6,0 e 7,6 cm), CF (5,5 e 7,5 cm), HLorey (5,9 e 7,2 cm), Vol (0,2 e 0,3 m³), RI (7,5 e 13,9 Mg MS·ha⁻¹), RI (1,8 e 3,0 Mg MS·ha⁻¹), MS (252 e 427 g·kg MN⁻¹), lignina (145 e 233 g·kg MS⁻¹), NIDA (168 e 272 g·kg N⁻¹) com médias superiores na Sabiá (P<0,05). A Gliricídia apresentou maior PB (250 e 187 g·kg MS⁻¹), $\delta^{13}\text{C}$ (-34 e -35 ‰) e Ndda (65 e 47%). Houve efeito da interação espécie de leguminosa x data de corte para DAP, RF, RG, F15, BT, MO, MM e C:N. Na Braquiária houve interação tratamento x data de corte (P<0,05) para MS, FDA e lignina. A Sabiá demonstrou continuidade no crescimento e potencial para incorporar nutrientes ao solo. A Gliricídia disponibiliza material forrageiro e tem maior potencial de FBN.

Palavras-chave: Biomassa aérea; Composição química; *Gliricídia sepium* (Jacq.) Steud.; *Mimosa caesalpinifolia* Benth.; Variáveis dendrométricas.

Productive and nutritional potential of tree legumes intercropped with *Brachiaria decumbens* Stapf.

ABSTRACT

Silvopastoral systems (SPS) allow the efficient use of natural resources, following the principles of sustainable production. *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricidia) and *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (Sabiá) are important local options to biological nitrogen fixation (BNF), drought tolerant and a source of protein for ruminants. To evaluate the productive and chemical potential of tree legumes, explored in SPS, an experiment was carried out. The experimental plots consisted of *Brachiaria decumbens* Stapf. (Signalgrass) + Gliricidia and Signalgrass + Sabiá (both legumes in double rows) consortia and Signalgrass in monoculture. The experimental design was randomized in blocks, with three replications, in plots maintained under continuous stocking and variable stocking rate. Four samplings were carried out between October/16 – April/18 (6-month intervals), to evaluate tree height, base diameter (BD), diameter at breast height (DBH), shaft length (SL), Lorey height (HLorey), total volume (Vol), total biomass (TB) of legumes [leaves up to 1.5 m high (L15) and total (TL), and thin branches (Tnb, <12.9 cm circumference), intermediate (Ib, 13–20 cm) and thick (Tcb, > 20 cm)]; chemistry of legume and Signalgrass leaves [dry matter (DM), organic matter (OM), crude protein (CP), acid detergent fiber (ADF), lignin and acid detergent insoluble nitrogen (ADIN)] and in legumes, carbon:nitrogen ratio (C:N), natural abundance of ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$), ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen derived from the atmosphere (Ndfa). Data were analyzed using the Proc Mixed procedure of SAS. Variables BD (6.0 and 7.6 cm), SL (5.5 and 7.5 cm), HLorey (5.9 and 7.2 cm), Vol (0.2 and 0.3 m³), Ib (7.5 and 13.9 Mg DM·ha⁻¹), TL (1.8 and 3.0 Mg·MS·ha⁻¹), DM (252 and 427 g·kg⁻¹ as fed), lignin (145 and 233 g·kg MS⁻¹), ADIN (168 and 272 g·kg N⁻¹) suffered species effect with higher averages in Sabiá (P<0.05). While, Gliricidia was superior in CP (250 and 187 g·kg MS⁻¹), $\delta^{13}\text{C}$ (-34 and -35 ‰) and Ndfa (65 and 47%). Variables DHB, Tnb, Tcb, L15, TB, OM, MM and C:N, suffered legume species x cut date interaction effect. In Signalgrass, there was treatment x cut date interaction (P <0.05) for DM, ADF and lignin. Sabiá demonstrated continued growth and the potential to incorporate nutrients into the soil. Gliricidia provides forage material and has greater potential for BNF.

Keywords: Aerial biomass; Chemical composition; *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud.; *Mimosa caesalpinifolia* Benth.; Dendrometric variables.

INTRODUÇÃO

Estima-se que no mundo 3,5 bilhões de hectares de pastagens permanentes devem conter 182 bilhões de toneladas de carbono orgânico no solo, o qual compreende uma importante reserva de carbono (IPCC, 2007). Assim, se as pastagens têm um potencial de sequestro anual de carbono de até 0,3 bilhão de toneladas (POWERS et al., 2011), estas poderiam compensar até 4% das emissões globais de gases de efeito estufa (BOVAL; DIXON, 2012).

Segundo o IBGE (2017), o total de pastagens brasileiras cultivadas corresponde a 111,7 milhões de ha, das quais, aproximadamente, 50% estariam fortemente degradadas, com maior impacto nas regiões em que se concentra a fronteira agrícola brasileira como o Norte, Nordeste e Centro-Oeste do Brasil (DIAS-FILHO, 2014). Porém, sistemas melhorados e com pastagens bem manejadas devem ser considerados como alternativas com benefícios econômicos e ambientais, especialmente devido à sua capacidade de recuperar áreas degradadas e seu potencial de sequestro de carbono (AMÉZQUITA et al., 2010).

Os sistemas silvipastoris são uma forma de sistemas agroflorestais que permitem a gestão e o uso eficiente dos recursos naturais, uma vez que segue os princípios de rendimento sustentável (MURGUEITIO et al., 2016; CHARÁ et al., 2019). Nestes sistemas, observa-se aumento da produtividade e recuperação de pastagens degradadas, caracterizados por integrar componentes lenhosos (árvores e arbustos) e herbáceos (gramíneas e leguminosas) para alimentação de animais herbívoros e usos complementares, com interações biológicas e econômicas vantajosas (MURGUEITIO et al., 2011; PACIULLO et al., 2014). Porém, o dimensionamento e o planejamento do sistema silvipastoril deve ser adequado (PEZZOPANE et al., 2015).

É necessário obter o equilíbrio entre o pasto, árvores e animais (PACIULLO et al., 2011) considerando-se, entre outras condições, a seleção e uso de espécies forrageiras tolerantes à sombra, superfície disponível, densidade e arranjo de árvores em relação ao sol e a escolha das espécies arbóreas. A gramínea *Brachiaria decumbens* Stapf. (Braquiária) é uma das principais representantes deste gênero que pode tolerar condições de sombreamento, o que a torna com potencial de recomendação para utilização em sistemas silvipastoris (GÓMEZ; GUENNI; GUENNI, 2012). Em relação a escolha de arbóreas, vantagens a partir do uso de leguminosas têm sido reportadas (DUBEUX JR. et

al., 2015; MUIR, 2019), sendo a fixação biológica de nitrogênio uma das principais, em função do potencial de redução dos custos no estabelecimento e manutenção desses sistemas de exploração da terra (APOLINÁRIO et al., 2016). Além da fixação do nitrogênio, a circulação e reciclagem de nutrientes, principalmente com a produção de serapilheira (folhas, galhos e estruturas reprodutivas) e deposição de fezes e urina dos animais, constituem as vias de entrada de material orgânico no solo (SCORIZA et al., 2012), o que leva à diversificação e melhora da qualidade da dieta dos animais em pastejo (DUBEUX JR. et al., 2015; COSTA et al., 2016).

Outros benefícios da inclusão de leguminosas arbóreas nos sistemas silvipastoris são a diversificação de produtos gerado, tais como madeira (MELLO et al., 2014; DUBEUX JR. et al., 2015; APOLINÁRIO et al., 2016; MUIR et al., 2019), melhoria do conforto térmico para os animais com reduções da temperatura, pela sombra causada pelas árvores, e da velocidade do vento (BALISCEI et al., 2013; MELLO et al., 2014), além da contribuição na mitigação das emissões de gases do efeito estufa (DUBEUX JR et al., 2017), com taxa de remoção anual desses da ordem de $34.778 \text{ kg CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ (com madeiras associadas) (NARANJO et al., 2012).

As espécies de leguminosas *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricídia) e *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (Sabiá) são importantes opções locais para a produção animal na região Nordeste do Brasil. Ambas as espécies são tolerantes à seca, fixadoras de nitrogênio bastante persistentes, além de, serem consumidas (*in natura* ou feno) pelos animais e apresentam elevados teores de proteína bruta. No caso da Sabiá, a madeira produzida apresenta elevado valor comercial, sobretudo na venda de estacas e mourões (APOLINÁRIO et al., 2015).

A Sabiá é nativa do semiárido brasileiro, enquanto a Gliricídia é uma espécie exótica, porém bem adaptada ao semiárido (SILVA et al., 2014), ambas apresentam elevada adaptação também às condições de Agreste e Zona da Mata. Além do mais, a exploração de estacas da Sabiá tem o potencial de permitir uma renda anual da produção total do sistema de U\$ 500-600 ha^{-1} (APOLINÁRIO et al., 2015), e sua implantação pode contribuir na redução da exploração irracional da floresta nativa, produto da extração irregular de madeira (NÓBREGA et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2019). Já a Gliricídia apresenta potencial para utilização como cerca viva, na produção de forragem com elevado teor de nitrogênio e, em menor proporção, pelo reduzido valor comercial, na

produção de lenha (LINHARES et al., 2014; APOLINÁRIO et al., 2015; SANTANA NETO; OLIVEIRA; VALENÇA, 2015).

Tanto a biomassa produzida acima do solo, quanto as características biofísicas do solo sob cultivo destas leguminosas arbóreas devem ser determinadas, para a adequada gestão e manutenção do ecossistema implantado (RAJAB-POURRAHMATI et al., 2017). As respostas destes indicadores estão diretamente associadas à natureza da planta, propriedades físicas e químicas do solo e, sobretudo, adaptabilidade ao ambiente. As frações não colhidas para lenha, madeira ou alimentação animal, potencialmente podem ser incorporadas ao solo, principalmente ramos finos e folhas (NAIR et al., 2010). Não apenas a quantidade de serapilheira depositada assume importância, a composição química e o potencial de degradação dessa serapilheira são informações fundamentais, visando avaliar o potencial de ciclagem de nutrientes que estas espécies podem promover no ecossistema. Nestas avaliações pode-se destacar as assinaturas isotópicas $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, considerando que cada espécie pode responder a variações nas condições ambientais de acordo com sua sensibilidade às situações ambientais específicas (VITÓRIA et al., 2018; SHTANGEEVA; BUŠA; VIKSNA, 2019). Algumas destas variáveis são consideradas chave na avaliação da sustentabilidade produtiva, ambiental e de bem-estar animal (CHARÁ et al., 2019).

Em concordância com o descrito, objetivou-se avaliar as características dendrométricas, potencial produtivo e nutricional, e assinaturas isotópicas $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ de leguminosas arbóreas, exploradas em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, na Zona da Mata Norte de Pernambuco.

MATERIAL E MÉTODOS

Local, tratamentos e delineamento experimental

O experimento foi conduzido na Estação Experimental de Itambé-PE, do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), localizada nas coordenadas geográficas 7°23'S e 35°10'L, na microrregião fisiográfica Zona da Mata Norte de Pernambuco, a 189m de altitude, médias pluviométricas > 1.000 mm e 25 °C de temperatura anual média (RIMA, 2014), no período de outubro de 2016 a abril de 2018. A distribuição da precipitação total mensal para este período foi obtida, considerando adicionalmente a precipitação mensal desde o ano de implantação da área experimental (Figura 1).

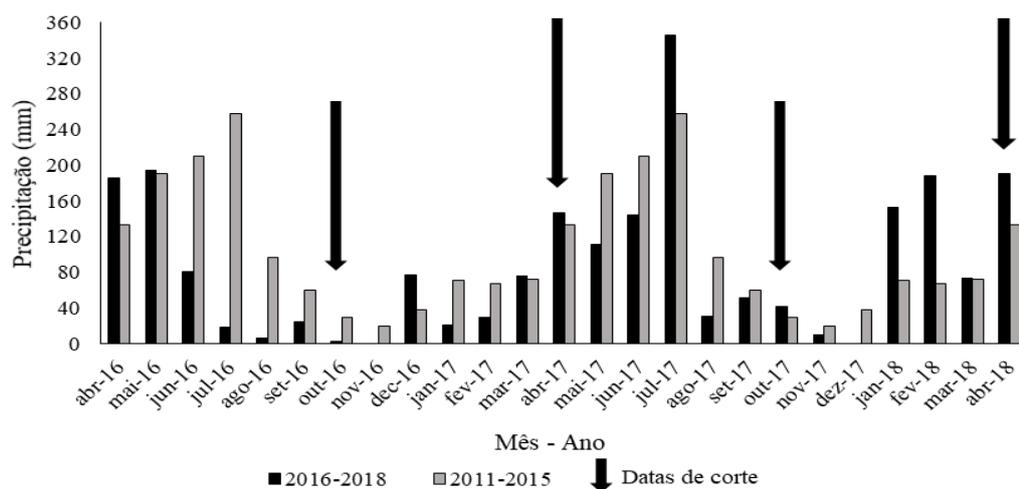


Figura 1. Precipitação mensal (mm) de 2011-2015 e do período experimental (setembro/2016 a abril/2018), na Estação Experimental de Itambé-PE.

O delineamento experimental foi casualizado em blocos, com três repetições, considerando os tratamentos experimentais: Braquiária + Gliricídia, Braquiária + Sabiá e Braquiária em monocultivo. A área experimental consistiu de nove parcelas, representadas por piquetes de 1,0 ha cada. Nos tratamentos consorciados, as leguminosas foram estabelecidas em 14 filas duplas com espaçamento de 15 x 1 x 0,5 m (Figura 2), com uma população total aproximada de 2500 plantas·ha⁻¹.

Um dos blocos foi estabelecido com capim Braquiária antes de 2011, o qual vinha sendo utilizado no manejo de rotina do rebanho bovino da Estação Experimental, estando diferido por três meses por ocasião do plantio das leguminosas. As áreas dos outros dois blocos estavam em pousio há, aproximadamente, 10 anos, quando sofreu eliminação da vegetação típica de sucessão vegetal pioneira na região. Nestes blocos, a gramínea foi implantada no início de abril/2011, com replantio no final do respectivo mês (final do período seco), quando também foram plantadas as mudas das espécies arbóreas.

As mudas das leguminosas foram produzidas na Estação Experimental de Itapirema-PE, pertencente ao IPA. As sementes foram inoculadas com estirpes específicas de microrganismos do gênero *Bradyrhizobium*, obtidas junto ao laboratório de microbiologia do solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco e semeadas em sacos plásticos. Nas áreas onde foram estabelecidas as filas duplas, o herbicida N-fosfometilglicina foi utilizado para controle da vegetação pré-existente, bem como, por ocasião do plantio das espécies arbóreas, foi realizada uma adubação com 100 kg·ha⁻¹ de P₂O₅ e 120 kg·ha⁻¹ de K₂O, de acordo com as recomendações da análise de solo. No

período de estabelecimento, as mudas foram controladas por meio de capinas manuais e as formigas *Atta* spp. (cortadeiras) usando formicida Mirex-S (8 g·m⁻²). O plantio das mudas foi realizado em covas com 20 cm de profundidade, tendo sido transplantadas quando atingiram cerca de 30 cm de altura. Quando as leguminosas atingiram, aproximadamente, 1,5 m de altura, houve a introdução dos animais na área experimental.

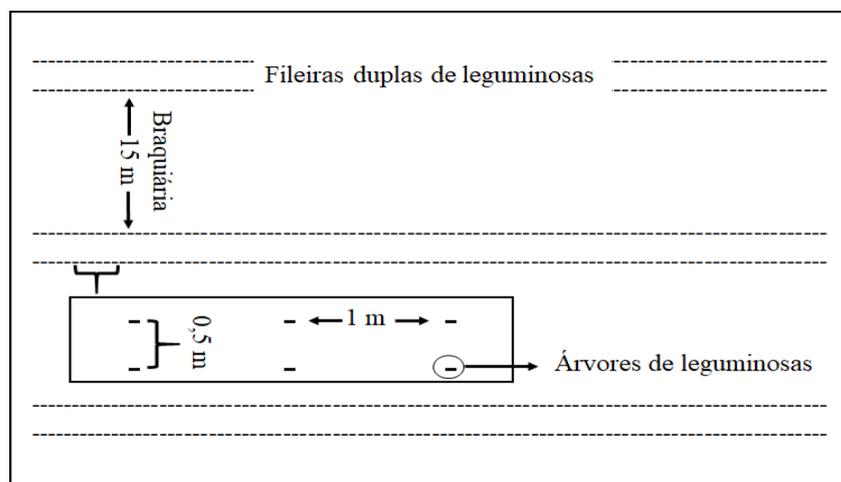


Figura 2. Distribuição das leguminosas arbóreas nos sistemas silvipastoris, na Estação Experimental de Itambé-PE.

As áreas experimentais foram manejadas com lotação contínua e taxa de lotação variável (MOTT; LUCAS, 1952), seguindo a recomendação Sollenberger et al. (2005), para o ajuste da lotação em função da relação massa de forragem e peso corporal (PC), objetivando neste experimento, uma oferta em torno de 3 kg MS forragem verde·kg PC⁻¹, com disponibilidade de bebedouro e saleiro. Os animais utilizados consistiram de bezerros mestiços 5/8 Holandês x Gir, de peso corporal inicial em torno de 200 kg, os quais foram pesados a cada 28 dias, encontrando-se nas parcelas experimentais entre fevereiro/2017 e janeiro/2018, e entre junho e outubro/2018.

O solo da área é classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo de textura franco-argilo-arenosa (SILVA et al., 2001), com características químicas determinadas nos anos 2017 e 2018 na camada de 0-20 cm (Tabela 1).

Tabela 1. Análise química do solo das parcelas experimentais dos sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, na Estação Experimental de Itambé-PE (média dos anos 2017 e 2018).

Tratamentos	pH	P	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Al ⁺³	H ⁺ +Al ⁺³	CTC	V
	(água, 1: 2,5)	mg·dm ⁻³	cmol·dm ⁻³						
Braquiária monocultivo	5,6	6,6	0,3	3,0	1,1	0,3	9,7	14,8	31,6
Gliricídia+Braquiária	5,3	3,4	0,1	2,9	1,1	0,5	9,6	14,6	28,7
Sabiá+Braquiária	5,1	5,1	0,1	2,2	1,3	0,8	11,0	15,5	23,5

P: fósforo (Mehlich-I); K⁺: potássio; Ca⁺²: cálcio; Mg⁺²: magnésio; Al⁺³: alumínio. CTC: capacidade de troca de cátions; V: saturação por bases.

Variáveis dendrométricas e biomassa aérea das espécies arbóreas

Para a avaliação de variáveis dendrométricas e biomassa aérea das leguminosas, quatro amostragens foram realizadas com intervalo de seis meses em outubro/2016, abril e outubro/2017 e abril/2018, que se corresponderam com as idades para as árvores de 5,5; 6, 6,5 e 7 anos, a partir da implantação.

Para a avaliação das árvores foi realizada a contagem total de árvores presentes em cada parcela experimental nas 10 fileiras duplas centrais, identificando a frequência de árvores a partir de cinco classes (notas de 1–5), que consideraram padrões visuais de produção de biomassa de folhas, altura da árvore, diâmetro da base do fuste principal e número de fustes. Árvores com menor padrão visual de produção ou menos desenvolvidas foram consideradas “nota 1”, enquanto que árvores mais desenvolvidas com a “nota 5”. Os padrões 2, 3 e 4 foram sequencialmente intermediários aos padrões 1 e 5. Em cada corte, após a análise visual, foram selecionadas, para posterior avaliação por parcela, duas plantas competitivas (garantindo árvores vizinhas segundo a distribuição na implantação) para as notas 1, 2, 4 e 5, e três plantas competitivas na nota 3, visando representar melhor a condição média.

As árvores selecionadas foram caracterizadas em relação às variáveis número de fustes (entre 0-25 cm do solo), altura (utilizando régua de encaixe de alumínio de 7 m) e diâmetros da base e à altura do peito (1,30 m da superfície do solo), utilizando fita métrica. Posteriormente, foi realizado o corte de 11 árvores, a 25 cm de altura do solo, em cada parcela experimental, com medição do comprimento do(s) fuste(s), considerando a porção entre a altura de corte e as últimas ramificações da copa (MOURA et al., 2006), para a estimativa da altura de Lorey, utilizando-se a seguinte equação:

$$hL = \frac{\sum_i^n h_i \times g_i}{\sum_i^n g_i}$$

Na qual, hL= altura de Lorey; i= indivíduos avaliados; h_i= comprimento do i-ésimo indivíduo; e g_i= área basimétrica do i-ésimo indivíduo. Adicionalmente foi realizada cubagem de cada árvore, considerando a medição dos diâmetros ao longo dos fustes nas seções a 0 m (base); 0,5; 1,0; 1,3; 1,5; 2,0 e 3,0 m e, a partir daí, a cada metro, até o limite mínimo de 3,0 cm de diâmetro, para a estimativa do volume da madeira, de acordo com a equação de Smalian (LAAR; AKÇA, 2007):

$$\text{Volume total (Vt)} = \sum_{i=1,2,\dots,n}^n V_i = V_1 + V_2 + V_3 + V_n$$

$$V_t = \left(\frac{d_1 + d_2}{2} \times L \right) + \left(\frac{d_2 + d_3}{2} \times L \right) + \left(\frac{d_3 \times L_n}{3} \right)$$

Sendo, $V_{1,2,\dots,n}$ o volume de cada seção ao longo do fuste, $d_{1,2,\dots,3}$ o diâmetro da seção e L o comprimento da seção correspondente.

Para a estimativa da biomassa, cada árvore foi separada considerando as frações: folhas até 1,5 m de altura, folhas totais, ramos finos (< 12,9 cm de circunferência), ramos intermediários (13–20 cm) e ramos grossos (> 20 cm). Para cada fração foi estimado o peso seco após desidratação em estufa de ventilação forçada de ar a 55°C e estufa sem ventilação forçada de ar, a 105 °C.

Composição química de leguminosas arbóreas

Amostras compostas de folhas por parcela, para cada data de corte, foram moídas utilizando peneira de malha de 1 mm para determinações de MS, MO, N e C utilizando as metodologias descritas na AOAC (2016), FDA e lignina (VAN SOEST, 1973) e nitrogênio insolúvel em detergente ácido (NIDA) (LICITRA; HERNANDEZ; VAN SOEST, 1996).

Também, amostras compostas de folhas de leguminosas por parcela foram moídas em moinho de bola e encaminhadas a University of Florida para a determinação da abundância natural do ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) e ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$). A estimativa da $\delta^{13}\text{C}$ foi realizada de acordo com Unkovich et al. (2008) e Fry (2006), conforme equação:

$$\text{Atom}\%^{13}\text{C} = \left(\frac{\delta^{13}\text{C} \times 1,1056}{1000} \right) + 1,1056$$

Para a determinação das proporções da nitrogênio fixado simbioticamente foi utilizada a metodologia da abundância natural de ^{15}N (SHEARER; KOHL, 1986; FREITAS et al., 2010). Como plantas de referência não fixadoras de nitrogênio foram colhidas amostras das espécies Jurubeba (*Solanum paniculatum* L.) e Cajueiro (*Anacardium occidentale* L.), as quais estavam presentes em áreas adjacentes ao experimento. Nestas amostras e nas leguminosas foram determinadas as concentrações

de ^{14}N e ^{15}N por espectrometria de massa, na Universidade da Flórida. Com os valores de ^{14}N e ^{15}N das leguminosas e das plantas de referência foram calculados valores de $\delta^{15}\text{N}$, que são os desvios por mil (‰) da abundância de ^{15}N da amostra em relação ao padrão, no caso o N_2 atmosférico, usando a equação:

$$\delta^{15}\text{N} = \frac{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N} \text{ da amostra} - ^{15}\text{N}/^{14}\text{N} \text{ do padrão})}{^{15}\text{N}/^{14}\text{N} \text{ do padrão}} \times 1000$$

Sendo, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ da amostra e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ do padrão= razões dos dois isótopos. Para o cálculo da proporção de N da planta derivado do ar (%N_{dda}) foi usada a equação (SHEARER; KOHL, 1986):

$$\%N_{dda} = \frac{(\delta^{15}\text{N} \text{ referência} - \delta^{15}\text{N} \text{ fixadora})}{\delta^{15}\text{N} \text{ referência} - B} \times 100$$

A $\delta^{15}\text{N}$ das frações das referências e das fixadoras são os desvios (‰) da abundância de ^{15}N das amostras respectivas em relação ao N_2 atmosférico e B é o valor de $\delta^{15}\text{N}$ das plantas fixadoras cultivadas na ausência de N. O valor de B para Gliricídia e Sabiá foi de -1,45‰ (BODDEY et al., 2000; UNKOVICH et al., 2008) e -1,24‰ (REIS JR et al., 2010), respectivamente.

Composição química da Braquiária

Em cada período de avaliação das árvores, amostras de planta inteira da Braquiária foram coletadas nas parcelas consorciadas e no monocultivo, sendo desidratadas em estufa de ventilação forçada de ar (55°C). Em seguida, as amostras foram moídas utilizando peneira de malha de 1 mm para determinações de MS, MO e N, pelas metodologias descritas na AOAC (2016), além de FDA e lignina (VAN SOEST, 1973) e NIDA (LICITRA; HERNANDEZ; VAN SOEST, 1996).

Análises estatísticas

Foram realizadas análises de variância, utilizando o procedimento Proc Mixed do SAS (software SAS University Edition), para as variáveis dendrométricas, frações da biomassa, composição química de folhas de leguminosas e composição química da Braquiária, utilizando-se o teste de Tukey, quando o teste F foi significativo (P<0,05).

Foram considerados como fatores fixos os tratamentos e os cortes realizados (com procedimento de medidas repetidas) e, como fator aleatório, os blocos. As variáveis folhas até 1,5 m de altura e total foram transformadas em $\sqrt{x} = z$, devido à falta de normalidade dos resíduos e homogeneidade de variância.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variáveis dendrométricas e biomassa aérea das espécies arbóreas

As variáveis diâmetro na base, comprimento do fuste, altura de Lorey e volume da árvore sofreram efeito das espécies ($P < 0,05$), com valores superiores na Sabiá (Tabela 2), possivelmente associado à maior capacidade de desenvolvimento da espécie, havendo atingindo o povoamento, sete anos de idade. Segundo Silva et al. (2014), o rápido crescimento da Sabiá é uma das vantagens da espécie, quando comparada a leguminosas arbóreas exóticas. Este maior potencial de produção de biomassa permite uma maior perspectiva futura de lucro, considerando a capacidade produtiva da área implantada (MIRANDA; JUNIOR; GOUVEIA, 2015). Embora a área basal da Sabiá tenha sido menor que a da Gliricídia, considerando que a altura de Lorey é uma estimativa da altura média das árvores, ponderada por sua área basal (DEAN; ROBERTS; SEYMOUR, 2013; RAJAB-POURRAHMATI et al., 2017), não sendo observadas diferenças na altura entre espécies ($P > 0,05$).

Tabela 2. Variáveis dendrométricas de Gliricídia e Sabiá em sistemas silvipastoris com capim Braquiária; Itambé-PE.

Variáveis	Gliricídia	Sabiá	Espécie ¹		Cortes		Interação	
			EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P
DB (cm)	6,0 B	7,6 A	1,2	0,0449	0,9	0,0009	1,3	0,6400
DAP (cm)	5,1 B	6,3 A	0,2	0,0428	0,2	0,0152	0,3	0,0044
Altura (m)	4,9 A	6,1 A	0,3	0,0623	0,3	0,4929	0,4	0,1816
CF (m)	5,5 B	7,5 A	0,2	0,0020	0,2	<0,0001	0,2	0,0619
Hlore y (m)	5,9 B	7,2 A	0,3	0,0228	0,3	0,0124	0,4	0,6627
Vol (m ³)	0,2 B	0,3 A	0,1	0,0141	0,1	0,0010	0,1	0,8105

¹Em consórcio com Braquiária; DB: Diâmetro na base; DAP: Diâmetro médio à altura do peito; CF: Comprimento dos fustes; HLoRey: Altura de Lorey; Vol: Volume da árvore; EP: erro padrão. Letras iguais e maiúsculas na linha não diferem significativamente ($P > 0,05$).

Oliveira et al. (2016) destacaram maior desenvolvimento da Sabiá em consórcio em relação a Gliricídia, devido à competição, provocando respostas como uma baixa relação raiz/parte aérea e forte dominância apical com baixa taxa de ramificação observadas a implantação. Embora, segundo Hernández e Castellanos (2006), taxas de crescimento mais baixas podem ser atribuídas à forte concorrência gerada pela alta

densidade de fustes ou pela alta área basal arbórea. A presença do animal na área é outro fator que poderia influenciar o desenvolvimento de algumas espécies arbóreas, considerando-se o consumo na espécie de menor desenvolvimento (SILVA et al., 2007).

Diferenças foram observadas entre as datas de corte ($P < 0,05$; Tabela 3), com maior desenvolvimento na última amostragem, exceto para a altura de Lorey, que foi superior no primeiro corte. Pela natureza destas variáveis, o incremento no tempo pode ter favorecido a elevação na biomassa total produzida, sobretudo a variável volume da árvore (DEAN; ROBERTS; SEYMOUR, 2013; RAJAB-POURRAHMATI et al., 2017).

Tabela 3. Variáveis dendrométricas de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, em função do corte; Itambé-PE.

Corte	Idade (anos)	DB (cm)	CF (m)	HLorey (m)	Vol (m ³)
Outubro/16	5,5	6,5 b	6,2 b	7,3 a	0,27 b
Abril/17	6	6,6 b	6,1 b	6,0 b	0,23 b
Outubro/17	6,5	6,5 b	6,2 b	6,7 ab	0,26 b
Abril/18	7	7,6 a	7,3 a	6,3 b	0,33 a
Erro padrão		0,9	0,2	0,3	0,1

DB: Diâmetro na base; CF: Comprimento dos fustes; HLorey: Altura de Lorey; Vol: Volume da árvore. Letras iguais e minúsculas na coluna não diferem significativamente ($P > 0,05$).

Quanto à altura, a ausência de diferenças significativas entre as amostragens ($P > 0,05$; Tabela 2), pode ser um indicativo que, provavelmente, houve incrementos na área basal dos fustes para ambas as espécies arbóreas, o que contribuiu com a redução nas médias da altura de Lorey. Apolinário et al. (2015) apresentaram médias de altura de Lorey com incremento entre os três e cinco anos de idade das árvores, devido a aumentos na altura durante esse período (5,0–5,9 m de altura, respectivamente).

Foi observada interação ($P > 0,05$, Tabela 2) espécie arbórea x data de corte para a variável diâmetro à altura do peito, observando-se ausência de diferença entre as espécies apenas 5,5 anos de idade (Figura 3). Com o avanço dos cortes, a Sabiá apresentou incremento, com maior DAP aos sete anos de idade, enquanto a Gliricídia apresentou o menor diâmetro.

Segundo Apolinário et al. (2015), esse menor desenvolvimento da Gliricídia pode estar inversamente relacionado com a quantidade de fustes apresentados, sendo evidenciado na maior quantidade de fustes ($P < 0,05$) nesta espécie (2,1), em relação à Sabiá (1,6). Os autores apresentaram médias para o diâmetro à altura do peito na Gliricídia e Sabiá de 4,9 e 5,4 cm, respectivamente, em parcelas com superior densidade de planta (3.070 e 2.840 árvores·ha⁻¹, respectivamente) com incrementos apenas na Sabiá entre 3-5 anos de idade. Neste contexto, pode-se observar que com densidade de plantas

de 1.779 e 1.958 árvores·ha⁻¹, para a Gliricídia e Sabiá, respectivamente, avaliada entre 5,5–7 anos, evidenciou-se continuidade no desenvolvimento do diâmetro à altura do peito apenas para a Sabiá (Figura 3).

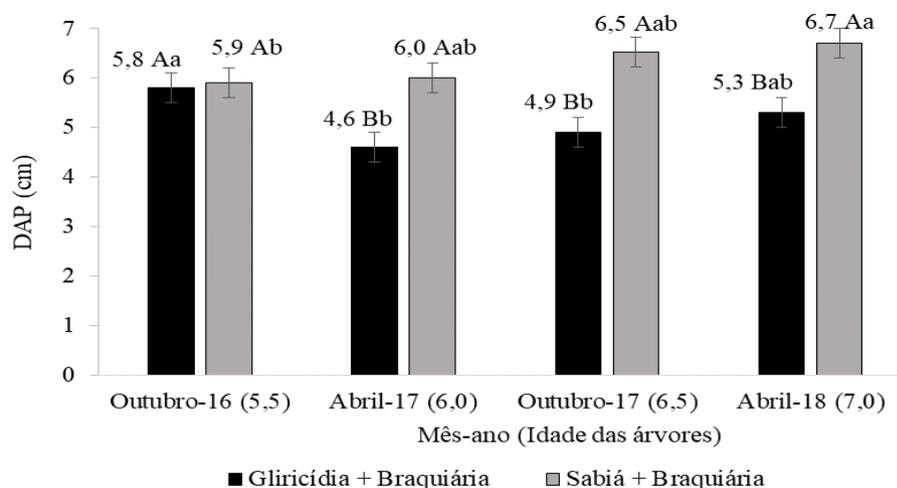


Figura 3. Interação espécie arbórea x data de corte para o diâmetro à altura do peito (DAP) de Gliricídia e Sabiá em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE. Letras iguais, maiúsculas no fator espécie arbórea e minúsculas no fator data de corte não diferem significativamente ($P>0,05$).

Em relação à biomassa arbórea foi observada interação ($P<0,05$) espécie x corte para as frações ramos finos e grossos, folhas até 1,5 m de altura e biomassa total, enquanto para ramos intermediários foram observadas diferenças entre espécies ($P<0,05$) e, para folhas totais, entre os fatores isolados espécie e data de corte (Tabela 4).

Não foram observadas diferenças ($P>0,05$) tanto para biomassa de ramos finos quanto para os grossos, entre as leguminosas no corte de outubro/16 (Tabela 5), possivelmente associado ao teor de MS sem diferenças ($P>0,05$) entre a Gliricídia e Sabiá neste período (70 e 73%, respectivamente), sendo que esta avaliação foi antecedida pelo período de menor precipitação em relação as outras avaliações (Figura 1). Nos cortes seguintes, o teor de MS foi superior na Sabiá até o último corte, variando entre 47-53%, na Gliricídia e, entre 68-80%, na Sabiá, influenciando, provavelmente, a redução da biomassa destas frações na Gliricídia (Tabela 5).

A biomassa de ramos intermediários foi superior na Sabiá (Tabela 4), com 86% a mais em relação a Gliricídia. Segundo Pinto et al. (2016), é característico da Sabiá possuir uma madeira pesada, compacta e com baixo teor de umidade. O valor comercial das estacas de Sabiá, com diâmetro entre 4-6 cm de diâmetro (12,6-21,9 cm de circunferência) é estimado aproximadamente entre US\$ 0,9-1,6·estaca⁻¹, e aquelas com diâmetro > 7 cm

entre US\$ 1,9-2,4·estaca⁻¹ (ambos com 2,2 m de comprimento). Estas estacas, que correspondem aos ramos intermediários e grossos do presente trabalho, respectivamente, potencialmente podem contribuir no incremento da renda do produtor, principalmente no sistema silvipastoril com Sabiá.

Tabela 4. Biomassa fracionada e total de Gliricídia e Sabiá em sistemas silvipastoris com capim Braquiária; Itambé-PE.

Variáveis	Gliricídia	Sabiá	Espécie ¹		Corte		Interação	
			EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P
Ramos (Mg MS·ha⁻¹)								
RF (< 12,9 cm)	6,14 B	13,42 A	0,9	0,0046	1,0	0,2018	1,4	0,0409
RI (13-20 cm)	7,50 B	13,94 A	0,8	0,0042	1,3	0,2885	1,8	0,3115
RG (> 20 cm)	16,66 B	38,84 A	3,8	0,0145	3,2	0,0244	4,5	0,0257
Folhas								
Até 1,5 (kg MS·ha ⁻¹)	54,14 A	9,90 B	9,5	0,0198	10,5	<0,0001	14,8	0,0035
Total (Mg MS·ha ⁻¹)	1,80 B	3,05 A	0,2	0,0285	0,3	0,0005	0,4	0,0810
BT (Mg MS·ha ⁻¹)	32,2 B	69,3 B	4,9	0,0060	4,7	0,0716	6,7	0,0208

¹Em consórcio com Braquiária; RF: ramos finos; RI: ramos intermediários; RG: ramos grossos; BT biomassa total; EP: erro padrão. Letras iguais e maiúsculas na linha não diferem significativamente (P>0,05).

Na interação (P<0,05) observada para biomassa de folhas até 1,5 m de altura (Tabela 5), ambas as espécies apresentaram ausência de folhas no corte de outubro/16, consequência provavelmente da queda de folhas sazonal própria destas espécies na época de menor precipitação (FREIRE et al., 2010a; LIMA et al., 2015; CASTRO FILHO et al., 2016; GIÁCOMO et al., 2017). Posteriormente, a Sabiá apresentou médias inferiores a Gliricídia a partir de outubro/2017 (P<0,05), sendo que para abril/17, a variabilidade não permitiu detectar diferenças (Tabela 4). A Gliricídia manteve produção de folhas neste estrato (Tabela 5), sendo potencialmente disponíveis para a alimentação de ruminantes nas diferentes épocas do ano.

A Sabiá apresentou 69% a mais de biomassa total de folhas, em relação à Gliricídia (Tabela 4), possivelmente associada ao maior teor de umidade (P<0,05) apresentada nesta última espécie (75%). Assim, a Sabiá apresentou maior potencial de cobertura e incorporação de matéria orgânica ao solo, com possível aumento da produtividade do pasto, a longo prazo (MELLO et al., 2014; APOLINÁRIO et al., 2016). Também foram observadas diferenças para a biomassa total de folhas entre as datas de cortes, com média inferior e superior para outubro/16 (1,2 Mg MS·ha⁻¹) e abril/18 (3,8 Mg MS·ha⁻¹), respectivamente. As produções intermediárias não apresentaram diferenças (P>0,05), com média de 2,2 Mg MS·ha⁻¹. A diferença entre o primeiro e último corte pode ter relação com a distribuição da precipitação nos períodos que antecederam as

avaliações, com meses mais secos antes do corte de outubro/16, e mais úmidos antes de abril/18 (Figura 1).

Tabela 5. Interação espécie x data de corte para biomassa de ramos e folhas (até 1,5 m) de Gliricídia e Sabiá nos sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.

Corte	RF (< 12,9 cm)		RG (> 20 cm)		Folhas (até 1,5 m)	
	Mg MS·ha ⁻¹				kg MS·ha ⁻¹	
	Gliricídia+B	Sabiá+B	Gliricídia+B	Sabiá+B	Gliricídia+B	Sabiá+B
Outubro/16	9,76 Aa	11,72 Aa	20,55 Aa	29,81 Ac	0,00 Ab	0,00 Ab
Abril/17	3,60 Bb	12,47 Aa	12,00 Ba	35,58 Abc	57,02 Aa	27,46 Aa
Outubro/17	5,78 Bab	15,63 Aa	19,02 Ba	46,34 Aa	65,41 Aa	0,00 Bb
Abril/18	5,42 Bab	13,86 Aa	15,07 Ba	43,62 Aab	94,12 Aa	17,41 Ba
Erro padrão	1,4		4,5		14,8	

B: Braquiária consorciada com a leguminosa; RF: ramos finos; RG: ramos grossos. Letras iguais, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, para cada variável, não diferem significativamente ($P>0,05$).

A biomassa aérea total (Figura 4) foi diferente entre espécies a partir de abril/17 ($P<0,05$) com seis anos de idade, sendo superior na Sabiá, adicionalmente com resposta crescente entre as datas de corte para esta espécie ($P<0,05$). Entretanto, a Gliricídia não evidenciou diferenças ($P>0,05$) entre 5,5-7 anos de idade. Ambas as leguminosas apresentam proporções entre frações da planta semelhantes, considerando que a biomassa de ramos finos, intermediários, grossos e folha total, representaram, respectivamente, em média, 19; 23; 51; 6% da biomassa total na Gliricídia, e 19; 20; 56 e 4% na Sabiá. Os ramos grossos, com diâmetros superiores a 7 cm ($> 21,9$ cm de circunferência), representaram a maior proporção da biomassa total em ambas as espécies. Segundo Carvalho (2007), o diâmetro mínimo para comercializar estacas (2,2 m de comprimento) é de 8 cm, sendo o principal mercado para a madeira produzida pela Sabiá na região Nordeste, apesar de haver mercado ainda para a comercialização de lenha e carvão (ALENCAR et al., 2011; MARTINS et al., 2015; PINTO et al., 2016). Apesar do menor valor comercial da madeira produzida pela Gliricídia, segundo Ascencio-Rojas et al. (2019), esta espécie é considerada uma árvore multiuso, tendo merecido destaque, no presente trabalho, a persistência do material forrageiro, sobretudo de folhas, ao longo do ano (Tabela 5).

Segundo Apolinário et al. (2015), a Gliricídia (3.070 árvores·ha⁻¹) e Sabiá (2.840 árvores·ha⁻¹), até 5,5 anos de idade, atingiram médias para biomassa aérea total de 53,7 e 51,0 Mg MS·ha⁻¹, respectivamente. No presente trabalho, com sete anos de idade, apenas a Sabiá apresentou evolução no crescimento arbóreo registrando médias superiores ao longo do tempo (Figura 4), mesmo com menor densidade de plantas (1.958 árvores·ha⁻¹).

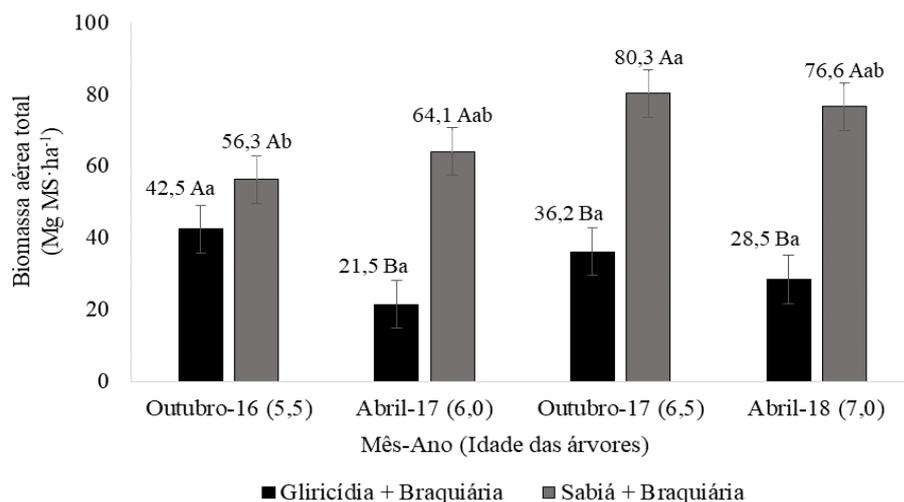


Figura 4. Interação espécie arbórea x data de corte para biomassa aérea total de Gliricídia e Sabiá em sistema silvipastoril com capim Braquiária, Itambé-PE.

Letras iguais, minúsculas no fator data de corte e maiúsculas no fator espécie arbórea não diferem significativamente ($P > 0,05$).

Composição química de leguminosas arbóreas

Diferenças entre espécies ($P < 0,05$) foram observadas para a MS, PB, FDA, lignina e NIDA, com valores superiores na Sabiá, exceto para a PB (Tabela 6). A elevada concentração de PB, principalmente na Gliricídia ($P < 0,05$), confirma a importância do uso de leguminosas arbóreas na alimentação de ruminantes. Considerando a menor sazonalidade e queda de folhas no estrato disponível para ruminantes (1,5 m de altura), a Gliricídia apresenta-se como uma alternativa proteica para a alimentação ao longo do ano. Segundo Santana Neto; Oliveira e Valença (2015), a finalidade da utilização destas plantas adaptadas às condições edafoclimáticas da região, é incorporar alternativas alimentares de alto valor forrageiro e, portanto, de custos mais reduzidos. As médias de PB de ambas as leguminosas apresentam-se bem acima do mínimo de PB requerido ($80 \text{ g} \cdot \text{kg MS}^{-1}$) para garantir o equilíbrio entre a ingestão de nitrogênio e a síntese microbiana de compostos nitrogenados no rúmen (DETMANN et al., 2014).

Apesar dos valores proteicos observados, é importante destacar as médias superiores de FDA, lignina e NIDA da Sabiá ($P < 0,05$). Estes componentes podem comprometer tanto a eficiência da síntese proteica no rúmen (SANTOS et al., 2017) quanto a decomposição de folhas, quando incorporadas ao solo como serapilheira (GESSNER et al., 2010). A lignina, estimada a partir da FDA, é responsável por 40-60% da variação na digestão da parede celular (JUNG, 2012), afetando a disponibilidade dos

elementos potencialmente mais solúveis. O NIDA segue o mesmo padrão da FDA e lignina, uma vez que o resíduo da FDA é usado para a determinação do NIDA (SOLATI et al., 2017). Os compostos orgânicos lignina e taninos podem formar complexos insolúveis com proteínas, que se associam com a fração fibrosa das plantas (PATRA; SAXENA, 2011; CHOMEL et al., 2016; HALVORSON et al., 2016). A fração essa, livre da ação de compostos orgânicos como lignina e taninos condensados para Gliricídia e Sabiá foi de 33 e 22 g N total·kg MS⁻¹, respectivamente, de acordo com as estimações a partir dos resultados obtidos das análises de NIDA (LICITRA; HERNANDEZ; VAN SOEST, 1996).

Tabela 6. Composição química de folhas de Gliricídia e Sabiá em sistema silvipastoril com capim Braquiária, Itambé-PE.

Composição	Gliricídia	Sabiá	Espécie ¹		Corte		Interação	
			EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P
MS (g·kg MN ⁻¹)	251,8 B	427,4 A	0,6	<0,0001	1,1	0,0005	1,5	0,2687
g·kg MS ⁻¹								
MO	911,0 B	933,2 A	0,4	0,0208	0,4	0,0025	0,6	0,0023
MM	88,9 A	66,8 B	0,4	0,0208	0,4	0,0025	0,6	0,0023
PB	249,8 A	187,3 B	0,7	0,0030	0,9	<0,0001	1,3	0,8210
FDA	302,2 B	392,0 A	0,8	0,0016	1,7	0,0024	2,4	0,7162
Lignina	145,4 B	233,5 A	0,7	0,0010	1,6	0,0982	2,2	0,9196
NIDA (g kg N ⁻¹)	168,2 B	272,2 A	1,2	0,0041	2,0	0,0042	2,8	0,1234
C:N	12,7:1 B	17,6:1 A	0,3	0,0004	0,5	0,0008	0,6	0,0358

¹Em consórcio com Braquiária; MN: matéria natural; MS: matéria seca; MO: Matéria orgânica; MM: matéria mineral; C:N: relação carbono:nitrogênio; PB: proteína bruta; FDA: fibra em detergente ácido; NIDA: nitrogênio insolúvel em detergente ácido; EP: erro padrão. Letras iguais e maiúsculas na linha não diferem significativamente (P>0,05).

Também foram observadas variações dos teores de MS, PB, FDA e NIDA ao longo das avaliações (Tabela 7), com ambas as leguminosas tendo apresentando maiores teores de MS e menores teores de PB em outubro/2016, avaliação que coincidiu com menores registros de precipitação (Figura 1). Isso pode ser resultado da queda de partes de folhas ou perda de qualidade na época seca (CALDAS et al., 2010; CASTRO FILHO et al., 2016). A FDA e o NIDA foram superiores nos dois primeiros cortes, em concordância apenas com o declínio da PB de outubro/2016, resposta observado no trabalho de Solati et al. (2017), avaliando a quantidade de proteína solúvel de leguminosas arbustivas e herbáceas no decorrer do seu crescimento.

Foram observadas interações (P<0,05) tratamento x data de corte para MO e MM de folhas (Tabela 8), com reduzida variabilidade em ambas as variáveis ao longo das avaliações para Sabiá, enquanto para Gliricídia ocorreram oscilações das médias entre os ciclos de avaliação, com as diferenças entre tratamentos ocorrendo nos meses de abril nos

dois anos de avaliação, sendo valores inferiores de MO e superiores de MM, em abril/17, para a Gliricídia. Estes resultados, provavelmente, estão relacionados aos mais baixos teores de MS nas folhas da Gliricídia (220 g·kg MN⁻¹), em relação a Sabiá (413 g·kg MN⁻¹) (Tabela 6).

Tabela 7. Conteúdo de matéria seca, proteína bruta, fibra em detergente ácido e nitrogênio insolúvel em detergente ácido de leguminosas arbóreas através do tempo nos sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.

Corte	MS	PB	FDA	NIDA
	(g·kg MN ⁻¹)	(g·kg MS ⁻¹)		(g kg N ⁻¹)
Outubro/16	395,2 a	162,9 b	350,4 a	266,5 a
Abril/17	316,8 b	254,5 a	407,1 a	249,3 a
Outubro/17	338,8 b	232,9 a	284,6 b	142,6 b
Abril/18	307,5 b	223,9 a	346,2 ab	222,3 ab
Erro padrão	1,1	0,9	1,7	2,0

MS: matéria seca; PC: proteína bruta; FDA: fibra em detergente ácido; NIDA: nitrogênio insolúvel em detergente ácido. Letras iguais e minúsculas na coluna não diferem significativamente (P>0,05).

Tabela 8. Interação espécie x data corte para matéria orgânica, matéria mineral e relação carbono:nitrogênio de folhas de Gliricídia e Sabiá nos sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.

Corte	MO		MM		C:N	
	(g·kg MS ⁻¹)					
	Gliricídia+B	Sabiá+B	Gliricídia+B	Sabiá+B	Gliricídia+B	Sabiá+B
Outubro/16	927,5 Aa	927,0 Aa	72,5 Ab	73,0 Aa	13,6:1 Ba	21,1:1 Aa
Abril/17	882,2 Bb	931,5 Aa	117,8 Aa	68,5 Ba	12,1:1 Ba	15,3:1 Ac
Outubro/17	921,0 Aa	934,8 Aa	79,0 Ab	65,2 Aa	12,4:1 Ba	16,5:1 Abc
Abril/18	913,5 Ba	939,5 Aa	86,5 Ab	60,5 Ba	12,7:1 Ba	17,3:1 Ab
Erro padrão	0,6		0,6		0,6	

B: Braquiária; MO: matéria orgânica; MM: matéria mineral; C:N: Relação carbono:nitrogênio. Letras iguais, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, para cada variável, não diferem significativamente (P>0,05).

A relação C:N foi superior para Sabiá em todas as avaliações (Tabela 8), com potencial de maior taxa de decomposição da serapilheira da Gliricídia (DUBEUX JR; SOLLENBERGER, 2020). Também foi observada maior variação entre as avaliações, para a relação C:N da Sabiá, enquanto não foram observadas diferenças significativas para a Gliricídia (Tabela 8). A maior relação C:N foi observada para Sabiá em outubro/16, correspondendo ao período seco do ano (Figura 1), bem como quando observaram-se maiores teores de MS e menores de PB (Tabela 7). Apolinário et al. (2015) reportaram relação C:N entre 11-17:1 para folhas da Gliricídia e Sabiá, e também observaram médias superiores na Sabiá durante o período de menor precipitação. Com exceção da Sabiá em outubro/16, todos os valores de relação C:N obtidos encontram-se abaixo da amplitude de 20-25:1, a qual Cain; Bowman e Hacker (2018) relatam não haver comprometimento

do processo de mineralização da serapilheira depositada e posterior incorporação de matéria orgânica ao solo.

Foram observados efeitos ($P < 0,05$) para abundância natural de ^{13}C e ^{15}N entre os fatores isolados espécie de leguminosa e corte, enquanto para o Ndda apenas entre espécies (Tabela 9). Ambas as espécies evidenciaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ conforme o referenciado por Kohn (2010) e Sena-Souza; Costa e Bielefeld (2019) para plantas de metabolismo fotossintético C_3 (-37 a -20 ‰), porém, valores inferiores foram observados na Sabiá. Segundo Cornwell et al. (2018), Sena-Souza, Costa e Bielefeld (2019), diferenças na abundância natural de carbono das folhas podem ser observadas em plantas de diferentes espécies, sendo ou não do mesmo grupo de metabolismo fotossintético. Estas diferenças encontram-se associadas, principalmente, a mecanismos fisiológicos individuais da planta que controlam seu metabolismo (VITORIA et al., 2016; CORNWELL et al., 2018; SHTANGEEVA; BUŠA; VIKSNA, 2019).

Tabela 9. Abundância natural de ^{13}C e ^{15}N e nitrogênio derivado da atmosfera de folhas da Gliricídia e Sabiá nos sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.

Composição	Gliricídia	Sabiá	Espécie ¹		Corte		Interação	
			EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	-33,9 A	-35,4 B	0,2	0,0059	0,3	<0,0001	0,5	0,5363
$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	2,6 B	4,5 A	0,4	0,0295	0,4	0,0108	0,5	0,1748
Ndda (%)	64,7 A	47,3 B	4,0	0,0407	4,3	0,0733	6,1	0,8483

¹Em consórcio com Braquiária; $\delta^{13}\text{C}$: Abundância natural de ^{13}C ; $\delta^{15}\text{N}$: abundância natural de ^{15}N ; EP: erro padrão. Letras iguais e maiúsculas na fila não diferem significativamente ($P > 0,05$).

Comparando as datas de corte (Tabela 10), valores mais negativos de $\delta^{13}\text{C}$ foram observados em outubro/16, época de ocorrência de menor precipitação (2,1 mm; Figura 1). Este resultado, provavelmente, é consequência do controle da abertura e fechamento estomático, mecanismos que regulam a perda de água da planta para o ambiente, o que pode limitar o suprimento de CO_2 (CORNWELL et al., 2018), sendo que maiores taxas fotossintéticas podem gerar menor discriminação do ^{13}C e, em consequência, maior $\delta^{13}\text{C}$. Em adição, a discriminação do isótopo do carbono nas folhas aumenta com a redução da concentração de N (CERNUSAK et al., 2013) e em folhas maduras (VITORIA et al., 2016), o que também corrobora os resultados obtidos no presente estudo.

A abundância natural do ^{15}N da Sabiá apresentou média 73% superior a da Gliricídia, a qual obteve, em decorrência, valores inferiores de %Ndda (Tabela 9). A resposta da abundância natural do ^{15}N foi contrária à expressão do N nas folhas de

Gliricídia e Sabiá (40 e 30 g·kg MS⁻¹, respectivamente), concordando com os resultados obtidos por Apolinário et al. (2015). Contudo, alguns trabalhos indicam correlação positiva entre a concentração de N e $\delta^{15}\text{N}$ (CRAINE et al., 2015). Segundo Viani et al. (2011), para melhor compreensão é preciso explorar os fatores que afetam a variação de $\delta^{15}\text{N}$ nas folhas e a relação com as estratégias de uso do N de diferentes espécies, nos mesmos locais. A partir da deposição anual folhas da serapilheira reportada por Apólinario (2014) para Gliricídia e Sabiá (2.710 e 4.052 kg·ha⁻¹·ano⁻¹, respectivamente) e das concentrações de N e %N_{da} obtidas no presente trabalho, foi quantificada a fixação de N potencial, resultando em 70,1 e 57,4 kg N·ha⁻¹·ano⁻¹, respectivamente, indicando a superioridade da Gliricídia no processo de fixação biológica de nitrogênio. Considerando as datas de corte, apenas em abril/2017, foi observado valor superior de $\delta^{15}\text{N}$ (Tabela 10), em concordância com a maior concentração de N (Tabela 7), porém a quantidade de N fixado por ciclo dependerá da leguminosa arbórea avaliada.

Tabela 10. Abundância natural de ¹³C e ¹⁵N de leguminosas arbóreas através do tempo nos sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.

Corte	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Outubro/16	-37,8 c	2,6 b
Abril/17	-35,2 b	4,5 a
Outubro/17	-32,7 a	2,8 b
Abril/18	-33,0 a	3,0 b
Erro padrão	0,3	0,4

¹Em consórcio com Braquiária; $\delta^{13}\text{C}$: Abundância natural de ¹³C; $\delta^{15}\text{N}$: abundância natural de ¹⁵N. Letras iguais e minúsculas na coluna não diferem significativamente (P>0,05).

Composição química da Braquiária

Para a forragem da Braquiária foi observada interação entre os fatores tratamento x data de corte (P<0,05) para MS, FDA e lignina (Tabela 11). Não houve efeito do tratamento (P>0,05) para as variáveis MO, MM, PB e NIDA, enquanto para as duas primeiras foi observado efeito da data de corte.

Na interação (Tabela 12), o teor de MS da Braquiária em consórcio com a Sabiá foi superior apenas em outubro/17, provavelmente associado a maior redução da MS verde nestas parcelas experimentais, considerando que a Sabiá não contribui com uma quantidade de forragem acessível ao animal (folhas até 1,5 m; Tabela 5), conforme observado Oliveira et al. (2018). Na Braquiária em cultivo exclusivo, valores superiores foram observados em outubro de ambos os anos de avaliação (Tabela 12), coincidindo com os meses de menor precipitação.

Tabela 11. Composição química da biomassa aérea de Braquiária em monocultivo e consorciada com leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris, Itambé-PE.

Composição	Gliricídia ¹	Sabiá ¹	Braquiária ²	Tratamento		Corte		Interação	
				EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P
MS (g kg MN ⁻¹)	289,6	291,7	293,7	1,0	0,9413	1,0	<0,0001	1,1	0,0016
g kg MS ⁻¹									
MO	918,7	924,8	914,7	0,3	0,0939	0,3	0,0004	0,4	0,2450
MM	81,3	75,1	85,2	0,3	0,0939	0,3	0,0004	0,4	0,2450
PB	91,9	123,6	79,3	0,8	0,0985	0,8	0,0844	1,4	0,5508
FDA	323,7	319,7	317,9	0,8	0,8764	0,9	<0,0001	1,4	0,0132
Lignina	73,9	65,1	71,6	0,4	0,2963	0,4	0,2519	0,6	0,0027
NIDA (g kg N ⁻¹)	105,1	87,3	100,9	1,2	0,7959	1,2	0,5045	1,3	0,4372

¹Em consórcio com Braquiária; ²Em monocultivo; MN: matéria natural; MS: matéria seca; MO: Matéria orgânica; MM: matéria mineral; C: carbono; PC: proteína bruta; FDA: fibra em detergente ácido; NIDA: nitrogênio insolúvel em detergente ácido; EP: erro padrão. Letras iguais e maiúsculas na linha não diferem significativamente (P>0,05).

Tabela 12. Interação tratamento x data corte da matéria seca, fibra em detergente ácido e lignina da biomassa aérea de Braquiária em monocultivo e consorciada com leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris, Itambé-PE.

Matéria seca (g·kg ⁻¹); EP: 1,1				
Tratamento	Corte			
	Outubro/16	Abril/17	Outubro/17	Abril/18
Gliricídia+Braquiária	277,5 Ba	243,6 Ba	410,9 Ab	253,3 Ba
Sabiá+Braquiária	243,2 Ba	222,7 Ba	573,2 Aa	233,2 Ba
Braquiária monocultivo	305,4 ABa	239,7 Ba	369,6 Ab	275,0 Ba
Fibra em detergente ácido (g·kg MS ⁻¹); EP: 1,4				
Sistema	Corte			
	Outubro/16	Abril/17	Outubro/17	Abril/18
Gliricídia+Braquiária	273,6 Ba	343,5 Aa	334,4 Aab	343,4 Aa
Sabiá+Braquiária	270,0 Ca	302,3 BCa	366,1 Aa	340,5 ABa
Braquiária monocultivo	278,1 Ba	315,1 Ba	298,8 Bb	379,5 Aa
Lignina (g·kg MS ⁻¹); EP: 0,6				
Sistema	Corte			
	Outubro/16	Abril/17	Outubro/17	Abril/18
Gliricídia+Braquiária	68,5 Aa	87,2 Aa	75,6 Aa	64,4 Aab
Sabiá+Braquiária	62,3 ABa	57,0 Bb	85,8 Aa	55,3 Bb
Braquiária monocultivo	62,8 Aa	72,8 Aab	64,2 Aa	86,8 Aa

EP: erro padrão. Letras iguais, minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, para cada variável, não diferem significativamente (P>0,05).

Da mesma forma, os teores de FDA apresentaram variação entre espécies apenas em outubro/17, com maior média na Sabiá, acompanhando o mesmo padrão do teor de MS. Ao longo dos cortes, os teores FDA variaram, apresentando menores variação no consórcio com Gliricídia e na Braquiária em monocultivo, contrariamente ao que ocorreu no consórcio com Sabiá (Tabela 12). Os teores de lignina foram variáveis em relação aos tratamentos nas avaliações de abril em ambos os anos, com valores superiores no consórcio com a Sabiá. Entre os cortes, a Braquiária consorciada com a Sabiá apresentou maior teor de lignina em outubro/2017, provavelmente devido aos maiores teores de MS e FDN (Tabela 12). Segundo Costa et al. (2016), no período de menor ocorrência de

precipitação, a fração verde da massa de forragem da Braquiária é reduzida, o que pode elevar o teor de MS e a proporção de componentes da parede celular.

CONCLUSÕES

Entre 5,5-7 anos do estabelecimento, a Gliricídia apresenta estabilidade no desenvolvimento das árvores, enquanto a Sabiá demonstra continuidade no desenvolvimento dos fustes até os sete anos após o estabelecimento.

A Gliricídia apresenta maior parte das folhas produzidas até 1,5 m de altura durante praticamente todo o ano, o que pode permitir aumentar os teores proteicos da forragem potencialmente consumida pelos animais em pastejo.

A maior contribuição da Sabiá ao sistema se dá principalmente pela incorporação de nutrientes ao solo, bem como pela produção de madeira com alto valor comercial.

Após 7 anos de implantação, a Gliricídia apresenta maior potencial de fixação de N, favorecido principalmente pela maior concentração de N nas folhas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALENCAR, F. H. H. et al. Resistência natural da madeira de Sabiá (*Mimosa caesalpiniiifolia* Benth.) a cupins subterrâneos. **Revista Caatinga**, v. 24, n. 1, p. 57–64, 2011.
- AMÉZQUITA, M. C. et al. Carbon sequestration in pasture and silvopastoral systems compared with native forests in ecosystems of tropical America. **Grassland Carbon Sequestration: Management, Policy and Economics**, v. 11, p. 153–161, 2010.
- AOAC. **Official Methods of Analysis of AOAC International**. 20th. ed. Rockville, Maryland, USA: AOAC INTERNATIONAL, 2016. v. 52.
- APOLINÁRIO, V. X. de O. **Contribuição de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris com *Brachiaria decumbens* Stapf**. 2014. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Universidade Federal da Paraíba, Universidade Federal do Ceará, 2014.
- APOLINÁRIO, V. X. O. et al. Tree legumes provide marketable wood and add nitrogen in warm-climate silvopasture systems. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 5, p. 1915–1921, 2015.
- APOLINÁRIO, V. X. O. et al. Decomposition of arboreal legume fractions in a silvopastoral system. **Crop Science**, v. 56, n. 3, p. 1356–1363, 2016.
- ASCENCIO-ROJAS, L. et al. *In situ* ruminal degradation and effective degradation of foliage from six tree species during dry and rainy seasons in Veracruz, Mexico. **Agroforestry Systems**, v. 93, n. 1, p. 123–133, 2019.
- BALISCEI, M. A. et al. Microclimate without shade and silvopastoral system during summer and winter. **Acta Scientiarum - Animal Sciences**, v. 35, n. 1, p. 49–56, 2013.
- BODDEY, R. M. et al. Use of the ¹⁵N natural abundance technique to quantify biological nitrogen fixation by woody perennials. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 57, n. 3, p. 235–270, 2000.
- BOVAL, M.; DIXON, R. M. The importance of grasslands for animal production and other functions: A review on management and methodological progress in the tropics. **Animal**, v. 6, n. 5, p. 748–762, 2012.
- CAIN, M.; BOWMAN, W. D.; HACKER, S. D. **Ecología**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2018.
- CALDAS, G. G. et al. Caracterização morfológica e química de *Mimosa caesalpiniiifolia* submetida à adubação com P. **Archivos de Zootecnia**, v. 59, n. 228, p. 529–538, 2010.
- CARVALHO, P. E. R. Sabiá *Mimosa caesalpiniiifolia*. **Circular Técnica** 135, p. 1–10, 2007.

CASTRO FILHO, E. S. et al. Dry matter yield and bromatological composition of *Gliricidia* in different crop densities. **Ciência Rural**, v. 46, n. 6, p. 1038–1043, 2016.

CERNUSAK, L. A. et al. Environmental and physiological determinants of carbon isotope discrimination in terrestrial plants. **New Phytologist**, v. 200, n. 4, p. 950–965, 2013.

CHARÁ, J. et al. **Silvopastoral systems and their contribution to improved resource use and sustainable development goals: Evidence from Latin America**. Cali, Colombia: FAO, CIPAV and Agri Benchmark, 2019.

CHOMEL, M. et al. Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 6, p. 1527–1541, 2016.

CORNWELL, W. K. et al. Climate and soils together regulate photosynthetic carbon isotope discrimination within C_3 plants worldwide. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 9, p. 1056–1067, 2018.

COSTA, S. B. M. et al. Livestock performance in warm-climate silvopastures using tree legumes. **Agronomy Journal**, v. 108, n. 5, p. 2026–2035, 2016.

CRAINE, J. M. et al. Ecological interpretations of nitrogen isotope ratios of terrestrial plants and soils. **Plant and Soil**, v. 396, n. 1–2, p. 1–26, 2015.

DEAN, T. J.; ROBERTS, S. D.; SEYMOUR, R. S. Toward developing a direct relation between gross volume increment and stand density. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 43, n. 9, p. 852–860, 2013.

DETMANN, E. et al. Nutritional aspects applied to grazing cattle in the tropics: a review based on Brazilian results. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 4, p. 2829–2854, 2014.

DIAS-FILHO, M. B. Diagnóstico das Pastagens no Brasil. **Documentos**, p. 36, 2014.

DUBEUX JR., J. C. B. et al. The advantages and challenges of integrating tree legumes into pastoral systems. (A. R. Evangelista et al., Eds.) In: Proceedings of the 1st International Conference on Forages in Warm Climates, Lavras. **Anais...** Lavras: SUPREMA Gráfica e Editora Ltda, 2015.

DUBEUX JR, J. C. B. et al. Tree legumes: An underexploited resource in warm-climate silvopastures. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 46, n. 8, p. 689–703, 2017.

DUBEUX JR, J. C. B.; SOLLENBERGER, L. E. Nutrient cycling in grazed pastures. In: ROUQUETTE JR, M.; AIKEN, G. E. (Ed.). **Management Strategies for Sustainable Cattle Production in Southern Pastures**. Elsevier ed. United States: Elsevier Inc., 2020. p. 59–75.

FREIRE, J. L. et al. Decomposição de serrapilheira em bosque de Sabiá na Zona da Mata de Pernambuco. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, n. 8, p. 1659–1665, 2010.

FREITAS, A. D. S. et al. Biological nitrogen fixation in tree legumes of the Brazilian semi-arid Caatinga. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 3, p. 344–349, 2010.

FRY, B. **Stable Isotope Ecology**. New York, NY, USA: Springer, 2006.

GESSNER, M. O. et al. Diversity meets decomposition. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 6, p. 372–380, 2010.

GIÁCOMO, R. G. et al. Deposição de serapilheira e carbono em plantios de Sabiá, Andiroba e floresta secundária. **Floresta**, v. 47, n. 2, p. 187–196, 2017.

GÓMEZ, S.; GUENNI, O.; GUENNI, L. B. Growth, leaf photosynthesis and canopy light use efficiency under differing irradiance and soil N supplies in the forage grass *Brachiaria decumbens*. **Grass and Forage Science**, v. 68, n. July, p. 395–407, 2012.

HALVORSON, J. J. et al. Reduction of soluble nitrogen and mobilization of plant nutrients in soils from U.S Northern Great Plains agroecosystems by phenolic compounds. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 94, n. 1, p. 211–221, 2016.

HERNÁNDEZ, L.; CASTELLANOS, H. Crecimiento diamétrico arbóreo en bosques de Sierra de Lema, Guayana Venezolana: Primeras evaluaciones. **Interciencia**, v. 31, n. 11, p. 779–786, 2006.

IBGE. **Censo Agropecuário 2017**. p. 1–108, 2017.

IPCC. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, Cambridge, 2007.

JUNG, H. J. G. Forage digestibility: The intersection of cell wall lignification and plant tissue anatomy. In: Proceedings 23rd Annual Florida Ruminant Nutrition Symposium, **Anais...**2012.

KOHN, M. J. Carbon isotope compositions of terrestrial C₃ plants as indicators of (paleo)ecology and (paleo)climate. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 107, n. 46, p. 19691–19695, 2010.

LAAR, A. van; AKÇA, A. **Forest Mensuration**. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2007.

LICITRA, G.; HERNANDEZ, T. M.; VAN SOEST, P. J. Standardization of procedures for nitrogen fractionation of ruminant feeds. **Animal Feed Science Technology**, v. 57, p. 347–358, 1996.

LIMA, R. P. et al. Aporte e decomposição da serapilheira na Caatinga no Sul do Piauí. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 42–49, 2015.

LINHARES, P. C. F. et al. Utilização de Gliricidia misturada com Sabiá no desempenho agrônomo do coentro. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 10, n. 3, p. 47–52, 2014.

MARTINS, P. G. S. et al. *Mimosa caesalpinifolia* rhizobial isolates from different origins of the Brazilian Northeast. **Archives of Microbiology**, v. 197, n. 3, p. 459–469, 2015.

MELLO, A. C. L. et al. Pasture characteristics and animal performance in a silvopastoral system with *Brachiaria decumbens*, *Gliricidia sepium* and *Mimosa caesalpinifolia*. **Tropical Grasslands-Forrajes Tropicales**, v. 2, n. 1, p. 85–87, 2014.

MIRANDA, D. L. C.; JUNIOR, V. B.; GOUVEIA, D. M. Fator de forma e equações de volume para estimativa volumétrica de árvores em plantio de *Eucalyptus urograndis*. **Scientia Plena**, v. 11, n. 3, p. 1–8, 2015.

MOTT, G. O.; LUCAS, H. I. The design, conduct, and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. In: Proceedings of the sixth International Grassland Congress, Pennsylvania. **Anais...** Pennsylvania: Pennsylvania State College, 1952.

MOURA, O. N. et al. Distribuição de biomassa e nutrientes na área de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. **Revista Árvore**, v. 30, n. 6, p. 877–884, 2006.

MUIR, J. P. Leguminous forage shrubs: the underutilized canopy. **The journal of the International Legume Society**, v. 1, n. 17, p. 5–6, 2019.

MUIR, J. P. et al. Value of endemic legumes for livestock production on Caatinga rangelands. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, v. 14, n. 2, p. 1–12, 2019.

MURGUEITIO, E. et al. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1654–1663, 2011.

MURGUEITIO, E. et al. **Establecimiento y Manejo de Sistemas Silvopastoriles Intensivos con Leucaena**. Cali, Colombia: CIPAV, 2016.

NAIR, P. K. R. et al. Carbon Sequestration in Agroforestry Systems. In: SPARKS, D. L. (Ed.). **Advances in Agronomy**. USA: Elsevier, 2010. 108p. 237–307.

NARANJO, J. F. et al. Balance de gases de efecto invernadero en sistemas silvopastoriles intensivos con *Leucaena leucocephala* en Colombia. **Livestock Research for Rural Development**, v. 24, n. 8, p. 1–12, 2012.

NÓBREGA, C. C. et al. Artificial pruning of forest tree species in response to cultivation method. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 4, n. 2, p. 124–129, 2019.

OLIVEIRA, O. F. de et al. *Mimosa caesalpinifolia* Benth: an important legume in Brazil semiarid. **The journal of the International Legume Society**, v. 1, n. 17, p. 18–19, 2019.

OLIVEIRA, J. T. C. et al. Methodologies in the evaluation of forage mass in tree legumes. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, n. 1, p. e5500, 2018.

OLIVEIRA, V. R. et al. Growth of arboreal leguminous plants and Maize yield in agroforestry systems. **Revista Árvore**, v. 40, n. 4, p. 679–688, 2016.

PACIULLO, D. S. C. et al. Performance of dairy heifers in a silvopastoral system. **Livestock Science**, v. 141, n. 2–3, p. 166–172, 2011.

PACIULLO, D. S. C. et al. Sward characteristics and performance of dairy cows in organic grass – legume pastures shaded by tropical trees. **Animal**, v. 88, p. 1264–1271, 2014.

PATRA, A. K.; SAXENA, J. Exploitation of dietary tannins to improve rumen metabolism and ruminant nutrition. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 91, n. 1, p. 24–37, 2011.

PEZZOPANE, J. R. M. et al. Microclimate and soil moisture in a silvopastoral system in southeastern Brazil. **Bragantia**, v. 74, n. 1, p. 110–119, 2015.

PINTO, J. R. S. et al. Growth of *Mimosa caesalpinifolia* Benth., under shade in the northeast semi-arid region of Brazil. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 2, p. 384–392, 2016.

POWERS, J. S. et al. Geographic bias of field observations of soil carbon stocks with tropical land-Use changes precludes spatial extrapolation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 15, p. 6318–6322, 2011.

RAJAB-POURRAHMATI, M. et al. Mapping lorey's height over Hyrcanian forests of Iran using synergy of ICESat/GLAS and optical images. **European Journal of Remote Sensing**, v. 51, n. 1, p. 100–115, 2017.

REIS JR., F. B. et al. Nodulation and nitrogen fixation by *Mimosa* spp. in the Cerrado and Caatinga biomes of Brazil. **New Phytologist**, v. 186, n. 4, p. 934–946, 2010.

RIMA. Relatório de Impacto Ambiental. **Arco Viário da Região Metropolitana do Recife**, p. 36, 2014. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/rima/rima_arco_recife_skill.pdf>.

SANTANA NETO, J. A.; OLIVEIRA, V. S.; VALENÇA, R. L. Leguminosas adaptadas como alternativa alimentar para ovinos no semiárido – revisão. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 14, n. 2, p. 191–200, 2015.

SANTOS, K. C. et al. Nutritional potential of forage species found in Brazilian Semiarid region. **Livestock Science**, v. 195, n. March, p. 118–124, 2017.

SCORIZA, R. N. et al. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 01–18, 2012.

SENA-SOUZA, J. P.; COSTA, F. J. V.; BIELEFELD, G. Background and the use of isoscapes in the Brazilian context: essential tool for isotope data interpretation and natural resource management. **Revista Ambiente e Água**, v. 14, n. 2, p. e2282, 2019.

SHEARER, G.; KOHL, D. H. N₂-fixation in field settings: estimations based on natural ¹⁵N abundance. **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 13, n. 6, p. 699–756, 1986.

SHTANGEEVA, I.; BUŠA, L.; VIKSNA, A. Carbon and nitrogen stable isotope ratios of soils and grasses as indicators of soil characteristics and biological taxa. **Applied Geochemistry**, v. 104, n. February, p. 19–24, 2019.

SILVA, F. B. R. et al. **Embrapa Solos**. Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco, v. 35, p. CD-ROM, 2001.

SILVA, M. A. et al. Caracterização de espinheiro (*Machaerium aculeatum* Raddi), Itambé, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 2, n. 1, p. 98–106, 2007.

SILVA, P. S. L. et al. Biomass of tree species as a response to planting density and interspecific competition. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 319–329, 2014.

SOLATI, Z. et al. Dry matter yield, chemical composition and estimated extractable protein of legume and grass species during the spring growth. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 97, n. 12, p. 3958–3966, 2017.

SOLLENBERGER, L. E. et al. Reporting forage allowance in grazing experiments. **Crop Science**, v. 45, n. 3, p. 896–900, 2005.

UNKOVICH, M. et al. Measuring plant-associated nitrogen fixation in agricultural systems. Australia: **ACIAR Monograph**, 2008.

VAN SOEST, P. J. Collaborative study of acid-detergent fiber and lignin. **Journal of the AOAC**, v. 56, n. 4, p. 781–784, 1973.

VIANI, R. A. G. et al. Functional differences between woodland savannas and seasonally dry forests from South-Eastern Brazil: Evidence from ¹⁵N natural abundance studies. **Austral Ecology**, v. 36, n. 8, p. 974–982, 2011.

VITORIA, A. P. et al. Using leaf $\delta^{13}\text{C}$ and photosynthetic parameters to understand acclimation to irradiance and leaf age effects during tropical forest regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 379, p. 50–60, 2016.

VITÓRIA, A. P. et al. Isotopic composition of leaf carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) of deciduous and evergreen understorey trees in two tropical Brazilian Atlantic forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 34, n. 2, p. 145–156, 2018.

CAPÍTULO 2

Metodologias de avaliação da decomposição de folhas senescentes de leguminosas arbóreas

Metodologias de avaliação da decomposição de folhas senescentes de leguminosas arbóreas

RESUMO

Em sistemas silvipastoris, a maior parte da serapilheira é composta por de folhas, com taxa de decomposição que, dentre outros fatores, é influenciada pelas condições do local de exposição. A incubações no solo fornece resultados do processo de decomposição a longo prazo, incentivando a busca de alternativas de avaliação mais rápidas. Uma análise comparativa de três métodos de decomposição de folhas senescentes de *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricídia) e *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (Sabiá) foi realizada, sendo no solo com sacos de náilon e tecido não tecido (TNT) e no rúmen com TNT. No solo foram utilizados os tempos 0, 4, 8, 16, 32, 64, 128 e 256 dias, enquanto no rúmen os tempos foram 0, 6, 12, 24, 48, 96 e 144 horas. Foram desenvolvidos modelos exponenciais negativos simples para estimar a constante de desaparecimento inicial (B_0) e taxa de decomposição (k), e foram analisadas considerando a porcentagem do tempo total de incubação. Diferenças entre ambientes foram observadas na B_0 da matéria seca (MS) ($B_{0Náilon}= 81,2$; $B_{0TNT}=83,6$ e $B_{0Rúmen}=75,9$ g·100 g MS⁻¹) e lignina:N ($B_{0Náilon}= 6,5:1$; $B_{0TNT}= 7,3:1$; $B_{0Rúmen}= 5,2:1$) da Gliricídia. Não foram observadas diferenças significativas para k entre tecidos no solo para carbono (C), nitrogênio (N), lignina, C:N e lignina:N, em ambas as leguminosas. A k do N da Sabiá ($k_{Náilon}= 0,0012$; $k_{TNT}= 0,0010$; $k_{Rúmen}= 0,0004$ g·g⁻¹·%tempo⁻¹), lignina da Gliricídia ($k_{Náilon}= -0,0006$; $k_{TNT}= -0,0015$; $k_{Rúmen}= -0,0055$ g·g⁻¹·%tempo⁻¹), C:N ($k_{Náilon}= 0,00019$; $k_{TNT}= 0,00021$; $k_{Rúmen}= 0,00196$ g·g⁻¹·%tempo⁻¹) e lignina:N ($k_{Náilon}= -0,00073$; $k_{TNT}= -0,0017$; $k_{Rúmen}= -0,00702$ g·g⁻¹·%tempo⁻¹) da Gliricídia foram superiores no solo. Na Sabiá, a k da MS foi maior ($P<0,05$) no solo com náilon ($k_{Náilon}= 0,002667$; $k_{TNT}= 0,0022$; $k_{Rúmen}= 0,002067$ g·g⁻¹·%tempo⁻¹) e da lignina:N foi menor no solo ($k_{Náilon}= -0,0008$; $k_{TNT}= -0,0010$; $k_{Rúmen}= 0,0015$ g·g⁻¹·%tempo⁻¹). A dinâmica da decomposição de folhas senescentes de Gliricídia e Sabiá no solo pode ser avaliada por meio de sacos de náilon ou TNT. A metodologia de incubação ruminal simula a decomposição no solo com maior precisão quando utilizados sacos de TNT. A incubação ruminal foi mais eficiente na simulação da dinâmica de decomposição no solo na fase inicial do processo. Recomenda-se elevar o tempo de avaliação do método de incubação ruminal além de 144 horas, visando aumentar a eficiência da simulação da fase final da dinâmica de decomposição no solo.

Palavras-chave: *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud.; *Mimosa caesalpinifolia* Benth.; Rúmen; Serapilheira; Taxa de decomposição; Tecido não tecido.

Assessing decay methodologies of tree legumes senescent leaves

ABSTRACT

In silvopastoral systems, the most of litter consists of leaves, with a rate of decomposition that, among other factors, is influenced by the conditions of the exposure place. Soil incubations provide long-term results from the decomposition process, encouraging the search for faster assessment alternatives. Comparative analysis of three decomposition processes of senescent leaves of *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricidia) and *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (Sabiá), was performed, being on the ground with nylon and non-woven textile (NWT) bags and in the rumen with NWT. On the ground, times 0, 4, 8, 16, 32, 64, 128 and 256 days were used, while in the rumen, times were 0, 6, 12, 24, 48, 96 and 144 hours. Simple negative exponential models were developed to estimate the initial disappearance constant (B_0) and decomposition rate (k), and were analyzed considering the incubation total time percentage. Differences between environments were observed in B_0 of dry matter (DM) ($B_{0\text{Nylon}} = 81.2$; $B_{0\text{TNT}} = 83.6$ and $B_{0\text{Rumen}} = 75.9 \text{ g} \cdot 100 \text{ g DM}^{-1}$) and lignin: N ($B_{0\text{Nylon}} = 6.5:1$; $B_{0\text{TNT}} = 7.3:1$; $B_{0\text{Rumen}} = 5.2:1$) of Gliricidia. There were no significant differences for k between textile material of bags at soil for carbon (C), nitrogen (N), lignin, C:N and lignin:N, in both legumes. A k of N from Sabiá ($k_{\text{Nylon}} = 0.0012$; $k_{\text{TNT}} = 0.0010$; $k_{\text{Rumen}} = 0.0004 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \% \text{time}^{-1}$), Gliricidia lignin ($k_{\text{Nylon}} = -0.0006$; $k_{\text{TNT}} = -0.0015$; $k_{\text{Rumen}} = -0.0055 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \% \text{time}^{-1}$), C:N ($k_{\text{Nylon}} = 0.00019$; $k_{\text{TNT}} = 0.00021$; $k_{\text{Rumen}} = 0.00196 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \% \text{time}^{-1}$) and lignin:N ($k_{\text{Nylon}} = -0.00073$; $k_{\text{TNT}} = -0.0017$; $k_{\text{Rumen}} = -0.00702 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \% \text{time}^{-1}$) of Gliricidia were superior at soil. At Sabiá, the k for DM was higher ($P < 0.05$) in the soil with nylon ($k_{\text{Nylon}} = 0.002667$; $k_{\text{TNT}} = 0.0022$; $k_{\text{Rumen}} = 0.002067 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \% \text{time}^{-1}$) and of lignin:N was lower in the soil ($k_{\text{Nylon}} = -0.0008$; $k_{\text{TNT}} = -0.0010$; $k_{\text{Rumen}} = 0.0015 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \% \text{time}^{-1}$). Dynamics of senescent leaves decay of Gliricidia and Sabiá in the soil can be evaluated by nylon or NWT bags. Ruminant incubation methodology simulates soil decomposition with greater precision when using NWT bags. Ruminant incubation was more efficient in simulating the decomposition dynamics at soil in the initial phase process. It is recommended to increase the assessment time of ruminant incubation method beyond 144 hours, in order to increase in the final phase the simulation efficiency at soil decomposition dynamics.

Keywords: *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud.; *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth.; Litter; Decomposition rate; Non-woven textile; Rumen.

INTRODUÇÃO

A inclusão de leguminosas arbóreas nas pastagens é uma prática que pode beneficiar diretamente o ruminante e, indiretamente, a gramínea em associação a partir dos serviços ecossistêmicos fornecidos por estas espécies (DUBEUX JR. et al., 2015). A fixação de nitrogênio, ciclagem de nutrientes, sequestro de C, suplementação proteica, frutas, sementes, material de construção (madeira), sombra e adubo verde são alguns destes benefícios multiuso proporcionados pelas leguminosas arbóreas (APOLINÁRIO et al., 2015; DUBEUX JR. et al., 2019; MUIR et al., 2019). Este sistema é considerado uma alternativa sustentável pelo aproveitamento da matéria orgânica produzida pelas plantas, uma vez que é devolvida ao solo, como serapilheira, liberando nutrientes, os quais tornam-se disponíveis para a absorção pelas plantas (PAULA et al., 2015; APOLINÁRIO et al., 2016).

A liberação de nutrientes ocorre por meio de três principais processos: lixiviação de compostos solúveis no solo, fragmentação de serapilheira em partículas de menor tamanho e catabolismo por organismos decompositores (COTRUFO; GALDO; PIERMATTEO, 2010). Desta forma facilitam-se interações associadas à dinâmica de estabilização do carbono no solo, emissões de CO₂ para a atmosfera e o retorno de nutrientes, processos essenciais para manutenção do ecossistema (ZHANG et al., 2010; WICKINGS et al., 2012; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2015; SKORUPA; BARROS; NEVES, 2015; BRADFORD et al., 2016).

Desde 1960 inúmeras pesquisas foram realizadas para avaliar o processo de liberação de nutrientes no solo a partir da decomposição da serapilheira (PRESCOTT, 2010; LI et al., 2011; APOLINÁRIO et al., 2016). Esses trabalhos têm sido desenvolvidos principalmente para quantificar a decomposição da serapilheira, gerar modelos matemáticos que descrevam a dinâmica do processo, avaliar os fatores que o afetam, além de estudar o papel dos microrganismos do solo (COQ et al., 2010; COTRUFO; GALDO; PIERMATTEO, 2010).

A taxa de decomposição da serapilheira é um dos indicadores avaliados, obtida do ajuste de modelos matemáticos na dinâmica da decomposição. Diversos fatores, como qualidade da serapilheira, comunidade de plantas, idade, época de coleta e incubação do material, fatores climáticos, modificam esta taxa de decomposição (WARING, 2012; CALDEIRA et al., 2013; PAULA et al., 2015). Segundo Silva et al. (2010), diferenças

no local de exposição do material para decompor também influenciam a taxa de decomposição, propondo avaliações comparativas entre os ambientes solo e rúmen.

De forma clássica, estas avaliações têm sido desenvolvidas com a metodologia conhecida como “litter bag” (PRESCOTT, 2010; WARING, 2012), caracterizada pela utilização de sacos com medidas estabelecidas de acordo com um padrão entre a porosidade do tecido utilizado e a quantidade de amostra utilizada, normalmente de 25 mg MS serapilheira·cm⁻² de saco (DUBEUX JR. et al., 2006). No entanto, uma das limitações dessa avaliação trata-se do longo período de decomposição do material no solo, que pode levar meses ou até anos. Objetivando avaliar o processo de decomposição em menor período de tempo, Silva et al. (2010) propuseram a avaliação no ambiente ruminal, as quais permitem avaliações da dinâmica da degradação em até 288 horas (CASALI et al., 2008; SILVA et al., 2010; SOARES et al., 2011; KRIZSAN; HUHTANEN, 2013). Adicionalmente, alguns destes estudos propõem a utilização de diferentes tecidos para a elaboração dos sacos, destacando-se o tecido não tecido (TNT), por proporcionar estimativas mais acuradas e com menor custo, quando comparado ao náilon (CASALI et al., 2009; VALENTE et al., 2011a).

Os principais fatores que podem afetar a taxa de decomposição da serapilheira e o potencial de mineralização e incorporação de nutrientes ao solo incluem o nitrogênio (N), carbono (C), fósforo, lignina e as relações C:N e lignina:N (LIU et al., 2010; SONG; FAN; SONG, 2010; COTRUFO et al., 2013; RAHMAN et al., 2013). Neste sentido, objetivou-se comparar três metodologias de decomposição de folhas senescentes de *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricídia) e *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (Sabiá) consorciadas com *Brachiaria decumbens* Stapf., utilizando-se sacos de náilon e de TNT no solo, e sacos de TNT no rúmen de bubalinos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Local e material experimental

Foram realizados três experimentos de incubação de folhas senescentes ainda aderidas à planta, utilizando dois tipos de tecidos (nylon e TNT) incubados no solo e a incubação no rúmen (TNT).

O material foliar foi coletado entre outubro e dezembro de 2016 de parcelas experimentais estabelecidas com cada espécie em consórcio com *Brachiaria decumbens*

Stapf. (Braquiária), localizadas na Estação Experimental de Itambé, do Instituto Agrônomo de Pernambuco (7°23'S e 35°10'L). Após a coleta, o material foi desidratado em estufa de ventilação forçada de ar a 55°C até peso constante. A distribuição da precipitação total mensal para o período de coleta e incubação foi obtida dos registros da E.E Itambé, considerando adicionalmente a precipitação mensal desde o ano de implantação da área experimental (Figura 1).

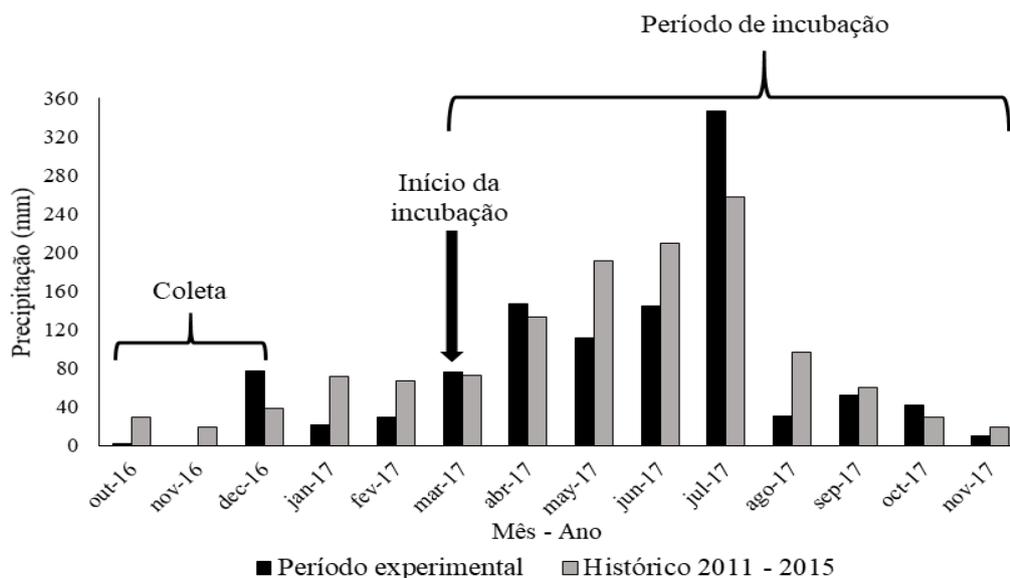


Figura 1. Precipitação mensal (mm) de 2011-2015 e do período de coleta + incubação (outubro/2016 a novembro/2017) na Estação Experimental de Itambé-PE.

Um dos blocos foi estabelecido com capim Braquiária antes de 2011, o qual vinha sendo utilizado no manejo de rotina do rebanho bovino da Estação Experimental, estando diferido por três meses por ocasião do plantio das leguminosas. As áreas dos outros dois blocos estavam em pousio há, aproximadamente, 10 anos, quando sofreu eliminação da vegetação típica de sucessão vegetal pioneira na região. Nestes blocos, a gramínea foi implantada no início de abril/2011, com replantio no final do respectivo mês (final do período seco), quando também foram plantadas as mudas das espécies arbóreas.

As mudas das leguminosas foram produzidas na Estação Experimental de Itapirema-PE, pertencente ao IPA. As sementes foram inoculadas com estirpes específicas de microrganismos do gênero *Bradyrhizobium*, obtidas junto ao laboratório de microbiologia do solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco e semeadas em sacos plásticos. Nas áreas onde foram estabelecidas as filas duplas, o herbicida N-fosfometilglicina foi utilizado para controle da vegetação pré-existente, bem como, por

ocasião do plantio das espécies arbóreas, foi realizada uma adubação com 100 kg·ha⁻¹ de P₂O₅ e 120 kg·ha⁻¹ de K₂O, de acordo com as recomendações da análise de solo. No período de estabelecimento, as mudas foram controladas por meio de capinas manuais e as formigas *Atta* spp. (cortadeiras) usando formicida Mirex-S (8 g·m⁻²). O plantio das mudas foi realizado em covas com 20 cm de profundidade, tendo sido transplantadas quando atingiram cerca de 30 cm de altura. Quando as leguminosas atingiram, aproximadamente 1,5 m de altura houve a introdução dos animais na área experimental.

As parcelas experimentais foram manejadas sob lotação contínua e taxa de lotação variável (MOTT; LUCAS, 1952), seguindo a recomendação Sollenberger et al. (2005), para o ajuste da lotação em função da relação massa de forragem e peso corporal (PC), objetivando, neste experimento, uma oferta em torno de 3 kg MS forragem verde·kg PC⁻¹, com disponibilidade de bebedouro e saleiro. Os animais utilizados consistiram de bezerros mestiços 5/8 Holandês x Gir, de peso corporal inicial em torno de 200 kg, os quais foram pesados a cada 28 dias, encontrando-se nas parcelas experimentais entre fevereiro/2017 e janeiro/2018, e entre junho e outubro/2018.

O solo da área é classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo de textura franco-argilo-arenosa (SILVA et al., 2001), com características químicas determinadas nos anos 2017 e 2018 na camada de 0-20 cm (Tabela 1).

Tabela 1. Análise química do solo das parcelas experimentais dos sistemas silvipastoris na Estação Experimental de Itambé-PE (média dos anos 2017 e 2018).

Tratamento	pH	P	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Al ⁺³	H ⁺ +Al ⁺³	CTC	V
	(água, 1: 2,5)	mg·dm ⁻³				cmol _c ·dm ⁻³			%
Gliricídia+Braquiária	5,3	3,4	0,1	2,9	1,1	0,5	9,6	14,6	28,7
Sabiá+Braquiária	5,1	5,1	0,1	2,2	1,3	0,8	11,0	15,5	23,5

P: fósforo (Mehlich-I); K⁺: potássio; Ca⁺²: cálcio; Mg⁺²: magnésio; Al⁺³: alumínio. CTC: capacidade de troca de cátions; V: saturação por bases.

Decomposição no solo

O processo de decomposição de folhas no solo foi realizado em parcelas experimentais de Gliricídia + Braquiária e Sabiá + Braquiária, com delineamento experimental casualizado em blocos (três repetições de um hectare cada), com árvores dispostas em 14 fileiras duplas com espaçamento de 15 x 1 x 0,5 m. As incubações foram realizadas segundo a metodologia descrita por Dubeux Jr. et al. (2006). As amostras incubadas não foram moídas, objetivando preservar a superfície de contato o mais próximo possível do material original.

Os sacos foram incubados no solo entre março-novembro de 2017 (Figura 1), em área de exclusão de 2x2 m em cada parcela experimental, segundo a espécie arbórea e considerando os tempos 0, 4, 8, 16, 32, 64, 128 e 256 dias, com duas réplicas cada, incluindo adicionalmente sacos vazios para cada tempo, objetivando corrigir o peso do saco após o período de incubação. Toda a metodologia descrita foi realizada utilizando sacos de náilon (75 μm) e tecido não tecido (TNT, 100 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$), tendo cada saco dimensões de 15 x 20 cm, e preenchidos com 7,5 g das folhas correspondentes (25 mg MS folha $\cdot\text{cm}^{-2}$ de saco).

Decomposição no rúmen

Para avaliação da degradabilidade ruminal foram utilizados sacos de TNT (100 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) sendo retirados nos tempos de incubação de 0, 6, 12, 24, 48, 96 e 144 horas (SILVA et al., 2010). A incubação foi realizada com delineamento experimental casualizado em blocos (três repetições representadas pelo animal), utilizando três bubalinos com cânulas ruminais manejados por um período de adaptação prévia, garantindo alimentação com 7 $\text{kg}\cdot\text{dia}^{-1}$ de feno de Tifton (*Cynodon spp.*) (906 g MS $\cdot\text{kg}^{-1}$; 86 g proteína bruta, PB kg^{-1} ; 741 g fibra em detergente neutro, FDN $\cdot\text{kg}^{-1}$), 1,5 $\text{kg}\cdot\text{dia}^{-1}$ de farelo de trigo (875 g MS $\cdot\text{kg}^{-1}$; 169 g PB $\cdot\text{kg}^{-1}$; 239 g FDN $\cdot\text{kg}^{-1}$), 1,5 $\text{kg}\cdot\text{dia}^{-1}$ de farelo de soja (903 g MS $\cdot\text{kg}^{-1}$; 458 g PB $\cdot\text{kg}^{-1}$; 199 g FDN $\cdot\text{kg}^{-1}$) e água à vontade.

Por cada amostra de material incubado em cada tempo foram consideradas duas repetições por animal. Cada saco de 10 x 12 cm foi preenchido com 3,0 g de folhas (25 mg MS folha $\cdot\text{cm}^{-2}$ de saco), não moídas, objetivando preservar a superfície de contato o mais próximo possível do material original. Sacos vazios por cada tempo foram adicionados, objetivando corrigir o peso do saco após o período de incubação.

Análises Químicas

Ao final de cada tempo de incubação, tanto na decomposição no solo (náilon e TNT) quanto no rúmen, os sacos foram coletados e secos em estufa de ventilação forçada de ar a $55 \pm 2^\circ\text{C}$ até peso constante. Amostras compostas por método de decomposição e tempo de cada parcela experimental foram moídas (peneira de malha de 1,0 mm) para posterior determinação de matéria seca (MS), concentrações de N (método Kjeldahl) e C pelas metodologias descritas na AOAC (2016) e lignina segundo Van Soest (1973).

Análises estatísticas

Os dados foram ajustados em equações utilizando o modelo exponencial negativo simples (WIDER; LANG, 1982) que estimaram a MS, N e C remanescentes, teor de lignina e relações C:N e lignina:N em relação aos tempos avaliados em cada metodologia. Os tempos utilizados nas equações foram representados pela percentagem do tempo total, o qual foi 256 dias no solo e 144 horas no rúmen. O modelo exponencial negativo simples é descrito pela equação:

$$X=B_0 \times e^{-kt},$$

Em que: X= corresponde à proporção do material remanescente; B_0 = constante de desaparecimento inicial da MS, N, C, lignina, C:N e lignina:N; t = tempo em dias; e k = taxa relativa de decomposição da MS, N, C, lignina, C:N e lignina:N.

O modelo foi aplicado para cada tratamento em cada bloco, sendo obtidos os parâmetros respetivos por meio do Proc Nlin do SAS (SAS University Edition). Posteriormente, esses parâmetros foram analisados por meio do Proc Mixed do SAS, com teste de Tukey quando o teste F foi significativo ($P < 0,05$), considerando como fator fixo as metodologias de avaliação, e como fatores aleatórios o bloco e o efeito bloco(tratamento). Com os dados gerados pelos modelos foram realizadas análises de variância, considerando os métodos de incubação (no solo com náilon e TNT, e rúmen) e porcentagem do tempo total de incubação como fatores, analisando o resultado da interação, sendo que efeitos isolados não permitem discriminar a possibilidade de adoção de um método em substituição do outro (WIDER; LANG, 1982).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para as duas leguminosas, o modelo exponencial negativo simples foi capaz de descrever ($P < 0,0001$) a biomassa, C e N remanescentes, e a lignina, e relações C:N e lignina:N tanto no solo, considerando ambos os tecidos (náilon e TNT), quanto no ambiente ruminal.

Para Gliricídia não foram observadas diferenças ($P = 0,1235$) nas taxas de decomposição (k) da biomassa, enquanto que os valores de B_0 da biomassa foram superiores ($P = 0,0123$) no solo, independente do tecido, em relação ao rúmen, com médias de 83,6; 81,2 e 75,9 g·100 g MS⁻¹ para B_0 no solo em TNT, no solo em náilon e no rúmen, respectivamente (Figura 2A). A maior B_0 no solo pode se associar, provavelmente, as

diferenças próprias entre este e o rúmen, sendo que em ambos, o desenvolvimento adequado da população microbiana é influenciado pela qualidade do substrato, pH, temperatura, e condições de aerobiose e anaerobiose em função do ambiente (SILVA et al., 2010; OLIVEIRA; SANTANA NETO; VALENÇA, 2013; YARWOOD, 2018). Mesmo com essa diferença no início do processo, a k , sem diferenças entre metodologias, permitiu uma quantidade de biomassa remanescente pouco diferenciada no final do período de incubação (Figura 2A), principalmente entre o solo ($27,4 \text{ g} \cdot 100 \text{ g MS}^{-1}$) com TNT e rúmen ($27,7 \text{ g} \cdot 100 \text{ g MS}^{-1}$).

Na Sabiá foram observadas diferenças tanto para B_0 ($P=0,0002$) quanto para a k ($P=0,0264$) (Figura 2B), sendo o maior valor de B_0 obtido no solo em TNT ($90,3 \text{ g} \cdot 100 \text{ g MS}^{-1}$), seguido de náilon no solo ($86,8 \text{ g} \cdot 100 \text{ g MS}^{-1}$) e no rúmen ($78,9 \text{ g} \cdot 100 \text{ g MS}^{-1}$), enquanto a maior k da biomassa foi observada no solo com náilon, ($k_{\text{Náilon}}= 0,002667 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$) a qual foi superior a k no solo com TNT e no rúmen ($k_{\text{TNT}}= 0,0022 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$; $k_{\text{Rúmen}}= 0,002067 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$). A maior B_0 e menor k no solo com TNT somado à menor k no rúmen (Figura 2B), sugere uma possível limitação própria do tecido, independente do ambiente. Fotomicrografias realizadas em tecidos para incubações ruminais demonstraram arranjos geométricos definidos no náilon e não definidos no TNT, sendo observadas, neste último, menores superfícies porosas (CASALI et al., 2009; VALENTE et al., 2011b). O fato de não apresentar diferenças na velocidade de decomposição entre o rúmen e o solo com TNT, apoia a teoria de que esse tecido pode-se manter íntegro após exposição ao conteúdo ruminal, mesmo com a diminuição da resistência do tecido, produto das contrações neste ambiente (CASALI et al., 2009; VALENTE et al., 2011a, 2011b).

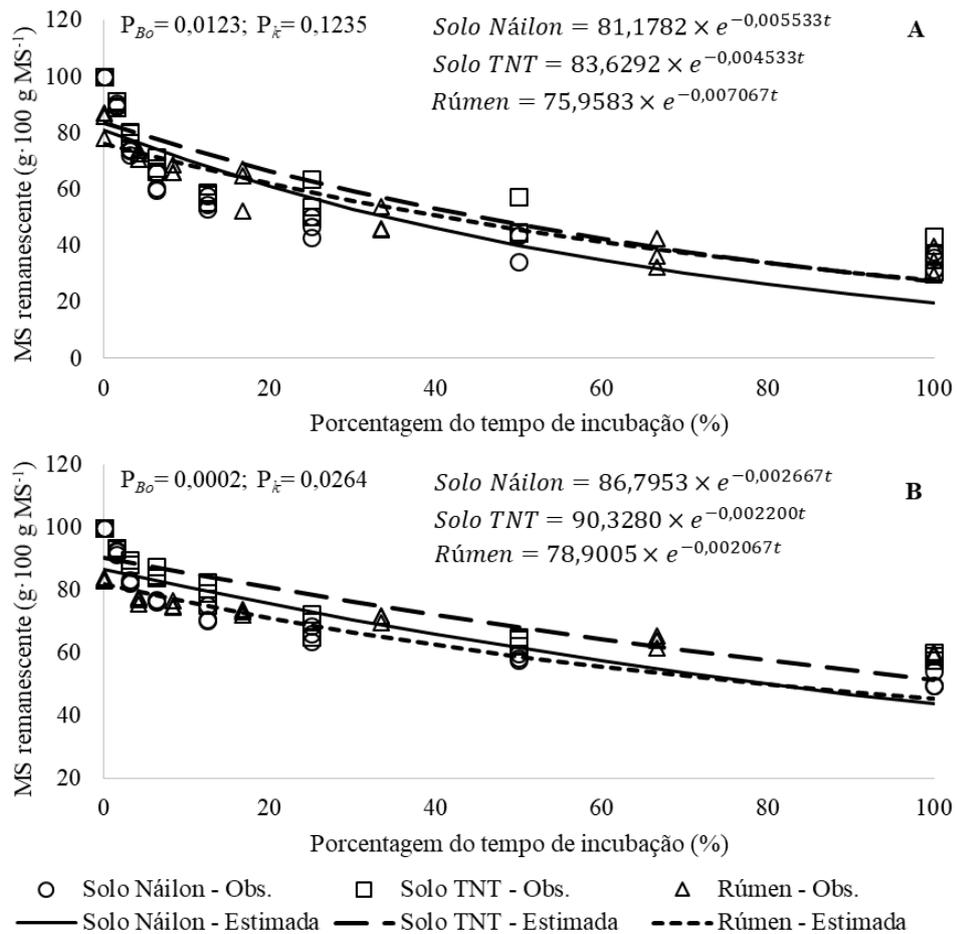


Figura 2. Matéria seca (MS) remanescente ($g \cdot 100 g MS^{-1}$) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.

Não foram observadas diferenças nas duas constantes estimadas para o C em ambas as espécies (Gliricídia: $P_{Bo}=0,1525$; $P_{\bar{k}}=0,6743$; Sabiá: $P_{Bo}=0,1263$; $P_{\bar{k}}=0,1656$). Esta ausência de diferenças nas duas espécies de leguminosas (Figura 3) demonstra que possivelmente a degradação microbiana deste elemento deve estar relacionada à qualidade inicial do material incubado e independentemente da metodologia utilizada. Segundo Bray; Kitajima e Mack (2012), a variabilidade da população de microrganismos decompositores presentes no solo sofre influência da qualidade da serapilheira, excreta e qualidade da forragem. No início do processo de decomposição, a concentração de N no solo é o principal catalisador da taxa de decomposição (LI et al., 2011). As folhas senescentes apresentaram médias na Gliricídia e Sabiá de $28,4 \pm 0,76$ e $21,5 \pm 0,94 g N \cdot kg^{-1} MS$, respectivamente.

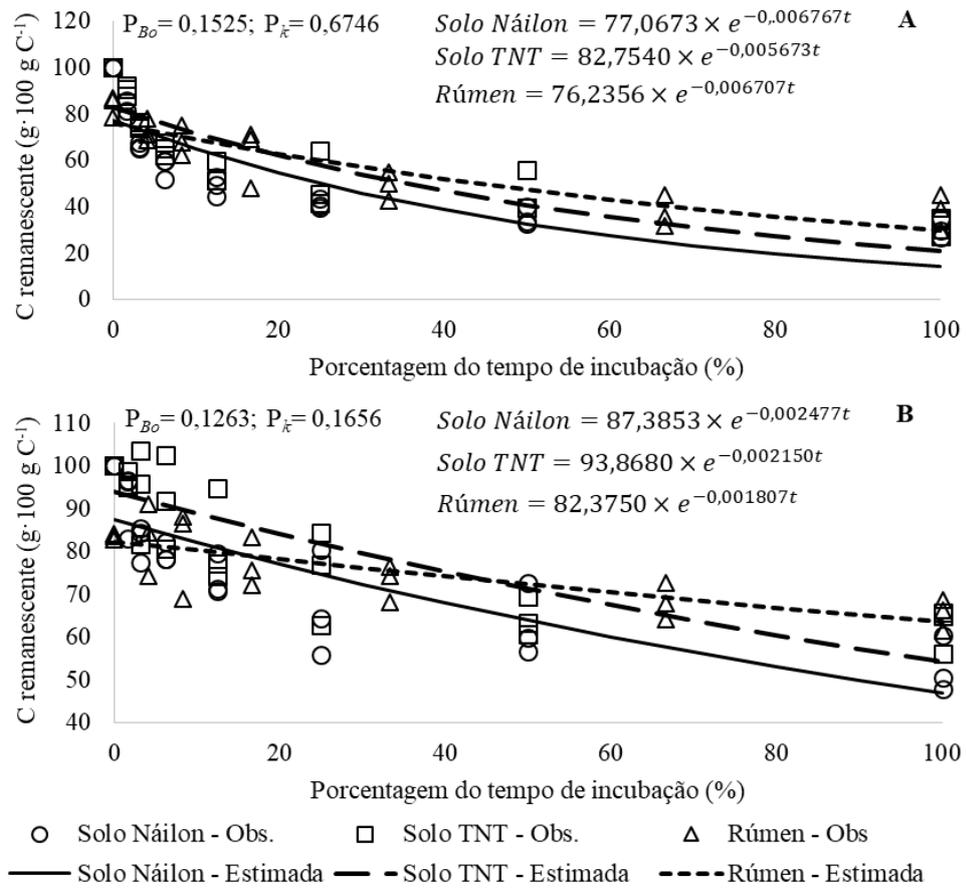


Figura 3. Carbono (C) remanescente ($g \cdot 100\ g\ C^{-1}$) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.

A ausência de diferenças entre metodologias poderia ter permitido a presença de microrganismos equivalentes em relação ao metabolismo do C, pelo que consequentemente uma baixa associação entre o processo de decomposição de folhas e a composição da comunidade microbiana é apresentada (BRAY; KITAJIMA; MACK, 2012).

Diferenças não foram observadas nas constantes do N da Gliricídia ($P_{B_0}=0,9861$; $P_k=0,3394$), bem como a B_0 do N da Sabiá ($P=0,0751$), enquanto maiores taxas de decomposição do N da Sabiá ($k_{Náilon\ solo} = 0,0012\ g \cdot g^{-1} \cdot \%tempo^{-1}$; $k_{TNT\ solo} = 0,0010\ g \cdot g^{-1} \cdot \%tempo^{-1}$; $k_{Rúmen} = 0,0004\ g \cdot g^{-1} \cdot \%tempo^{-1}$; $P=0,0052$) foram observadas (Figura 4).

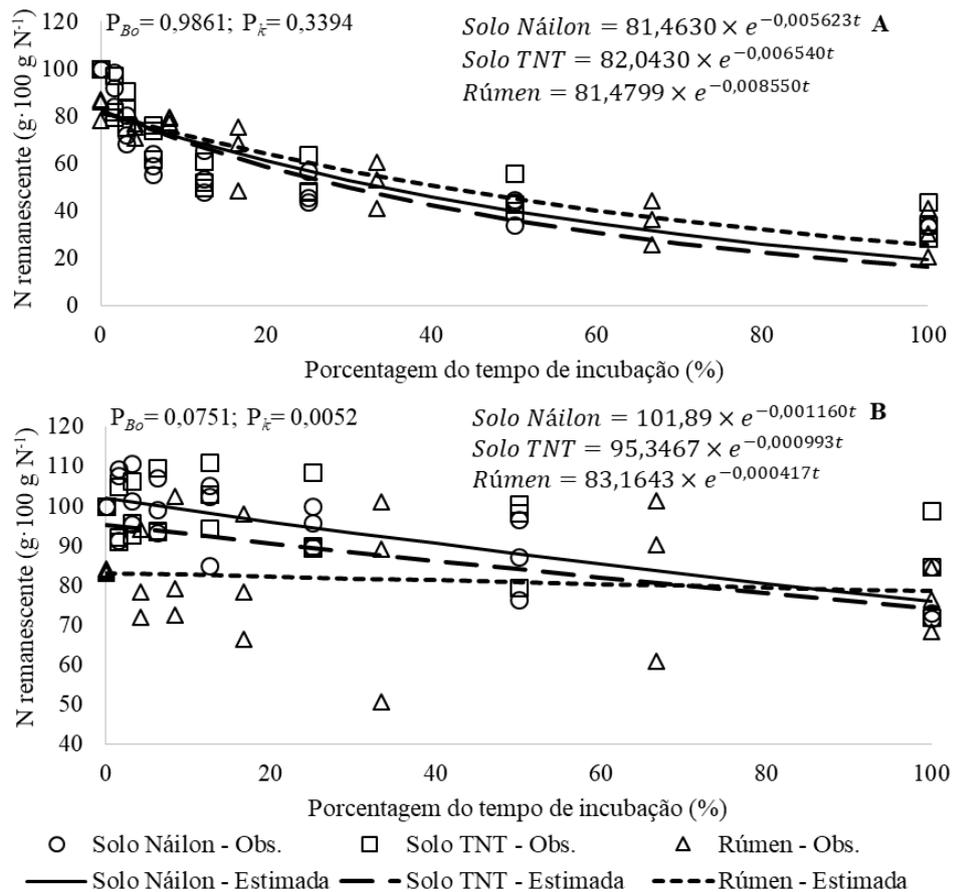


Figura 4. Nitrogênio (N) remanescente ($\text{g} \cdot 100 \text{ g N}^{-1}$) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.

A concentração de N no início da incubação também pode ter favorecido a ausência de diferenças para o N remanescente das duas constantes de decomposição na Gliricídia (Figura 4A) e da B_0 na Sabiá (Figura 4B). Para a Sabiá, o menor valor da k do N no rúmen pode ter relação com uma elevada concentração de compostos recalcitrantes, os quais são de baixa degradação (FREIRE et al., 2010), evidenciado principalmente neste ambiente. Dentre estes compostos, a lignina comumente é um dos principais componentes (AUSTIN; BALLARÉ, 2010; GESSNER et al., 2010; BRAY; KITAJIMA; MACK, 2012), sendo fortemente correlacionada com concentrações de fibra em detergente neutro indigestível (FDNi), a qual pode ser utilizada como referência para estimar o desaparecimento total de elementos degradáveis no rúmen (fibra potencialmente degradável, FDNpd) (KRIZSAN; HUHTANEN, 2013).

O gradiente de variação da decomposição do N da Sabiá no rúmen (5,6%; Figura 4B) indica que no ambiente ruminal algum dos elementos recalcitrantes poderia estar

limitando a liberação deste elemento. Diferentes concentrações de nitrogênio indigestível em detergente ácido das folhas de Sabiá no início da incubação ($257,0 \text{ g kg}^{-1} \text{ N}$) pode ter limitado a liberação do N no rúmen, reforçando o que foi dito por Freire et al. (2010) e Suseela et al. (2013), uma vez que a fração do N pode estar ligada à fibra, limitando e ou modulando as taxas de decomposição ao não disponibilizar de imediato este substrato para o microrganismo.

Segundo Krizsan e Huhtanen (2013), a degradação completa da FDN_{pd} na incubação *in situ* é atingida em 288 horas, principalmente quando usados sacos de tecido com baixa porosidade, como o TNT. Estes autores indicam mudanças na fibra potencialmente digestível de $0,9 \pm 0,1\% \cdot \text{hora}^{-1}$, entre 144 e 288 horas, com variação de apenas +1% na FDN_{pd} entre 288 e 300 horas. Assim, devido à importância do tempo na incubação ruminal pela influência na quantidade estimada de resíduos indigestíveis (CASALI et al., 2008), é possível que o tempo de 144 horas não tenha sido suficiente para a avaliação da degradação.

Parte da fração recalcitrante também é formada por compostos fenólicos, principalmente taninos condensados, associados com a diminuição da solubilidade do N, pela formação de complexos insolúveis com proteínas durante o processo de decomposição da serapilheira (CHOMEL et al., 2016; HALVORSON et al., 2016). A literatura reporta valores de taninos condensados na Sabiá entre $57,1\text{--}124 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ MS}$ (AZEVEDO et al., 2017; PEREIRA et al., 2018). Este efeito dos taninos condensados também é observada no rúmen, os quais são considerados como estratégia de proteção da proteína à degradação no ambiente ruminal (PATRA; SAXENA, 2011).

As constantes para a lignina da Sabiá ($P_{B0} = 0,7808$; $P_k = 0,0867$), bem como a B_0 da lignina da Gliricídia ($P = 0,1875$) não apresentaram diferenças (Figura 5), enquanto maiores taxas de decomposição da lignina da Gliricídia ($k_{\text{Náilon solo}} = -0,0006 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \%\text{tempo}^{-1}$; $k_{\text{TNT solo}} = -0,0015 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \%\text{tempo}^{-1}$; $k_{\text{Rúmen}} = -0,0055 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \%\text{tempo}^{-1}$; $P = 0,0017$) (Figura 5A) foram observadas no solo, independente do tecido incubado, em relação ao rúmen.

Para Gliricídia, a ausência de diferença no valor da B_0 da lignina (Figura 5A) indica uma possível influência da qualidade do material, provavelmente com predomínio de bactérias gram-negativas, presentes durante o processo de mineralização, quando melhor qualidade de serapilheira é apresentada (BRAY; KITAJIMA; MACK, 2012). No

entanto, a menor k no rúmen gerou incrementos na lignina remanescente de 120%, pelo que provavelmente a disponibilidade do N da Gliricídia no solo tenha favorecido a população de bactérias gram-positivas e fungos lignolíticos, os quais contribuíram com a decomposição da lignina no material incubado, em ambos os tecidos, conforme observado nos trabalhos de Li et al. (2011), Bray; Kitajima e Mack (2012) e Brown e Chang (2014). Outra hipótese estaria associada a uma superestimação da lignina na decomposição ruminal, pelo fato de poder considerar outros elementos de baixa solubilidade, como a FDNpd, a qual necessita de até 288 horas para sua correta estimação (CASALI et al., 2008; SOARES et al., 2011; KRIZSAN; HUHTANEN, 2013).

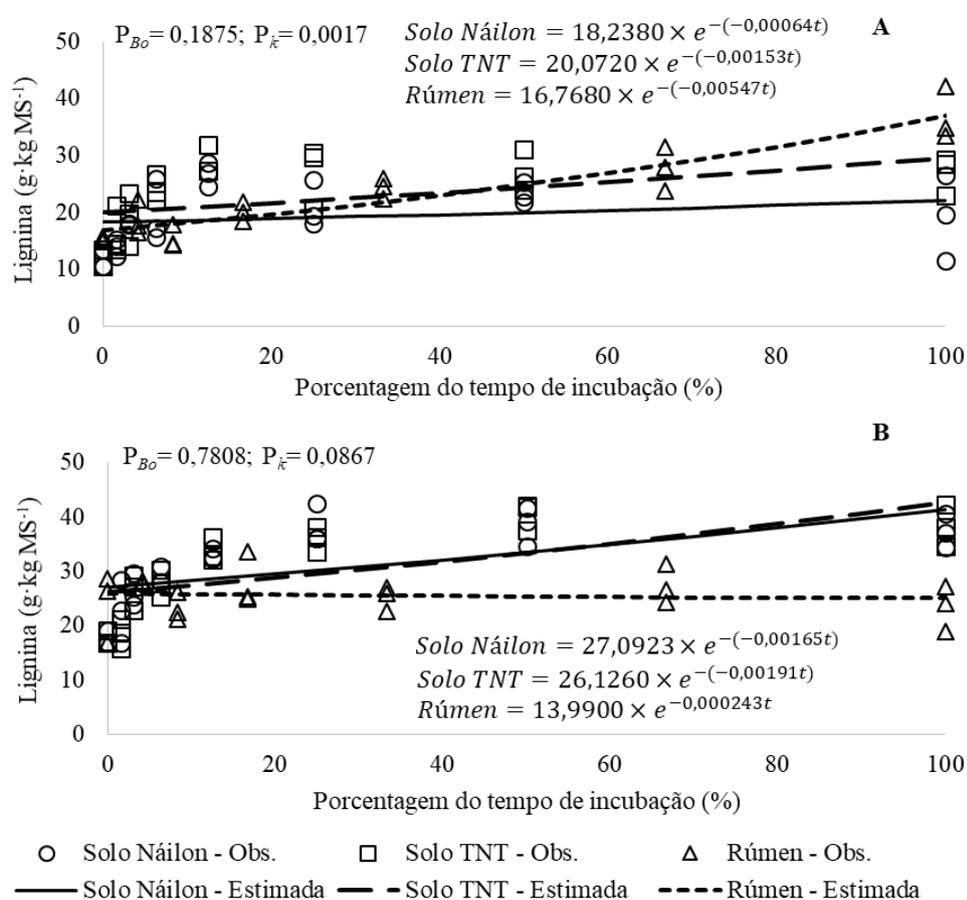


Figura 5. Lignina ($g \cdot kg MS^{-1}$) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.

Na Sabiá, valores inferiores de lignina remanescente no rúmen no final da incubação (Figura 5B), mesmo sem diferenças nas constantes, possivelmente tenha relação com o tempo de incubação, o qual, segundo Casali et al. (2008), Soares et al. (2011) e Krizsan e Huhtanen (2013) sugerem maiores períodos, considerando que folhas

de Sabiá concentram uma grande quantidade de compostos recalcitrantes (FREIRE et al., 2010a), limitando a utilização de elementos como o C e N pelos microrganismos (GESSNER et al., 2010; MAO; MAO; ZENG, 2017). Nesta leguminosa, o teor de lignina das folhas no início da incubação foi de 197,0 g lignina·kg⁻¹ MS.

Para Gliricídia, não foram observadas diferenças (P=0,0653) para a B_0 da relação C:N (Figura 6A), enquanto valores de k foram superiores (P=0,0337) no solo ($k_{\text{Náilon}} = -0,00019 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \% \text{ tempo}^{-1}$; $k_{\text{TNT}} = -0,00021 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \% \text{ tempo}^{-1}$), independente do tecido, em relação ao rúmen ($k_{\text{Rúmen}} = -0,00196 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \% \text{ tempo}^{-1}$).

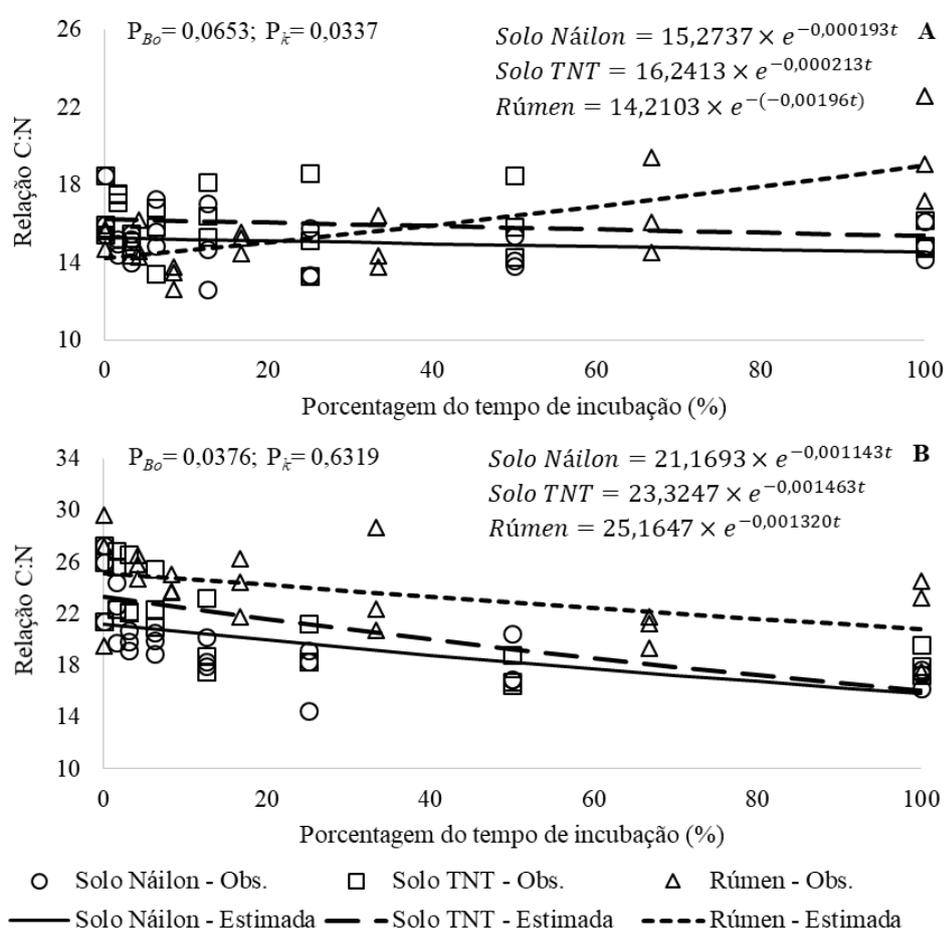


Figura 6. Relação carbono:nitrogênio (C:N) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.

Na Sabiá não foram observadas diferenças na k (P=0,6319) da C:N (Figura 6B), enquanto valores superiores foram observados na B_0 rúmen ($B_{0\text{Rúmen}} = 25,2:1$; $B_{0\text{TNT}} = 23,3:1$; $B_{0\text{Náilon}} = 21,2:1$; P=0,0376) em relação à taxa de decomposição no solo, independente do tecido. Para a relação C:N no rúmen, o menor valor de k da Gliricídia

(Figura 6A), e maior valor da B_0 na Sabiá, não teve relação com a resposta do C (Figura 3) e N (Figura 4) remanescentes. Para ambas as leguminosas, ambos os ambientes apresentaram relações não limitantes do processo de mineralização, sendo que a relação que favorece esta condição deve se encontrar abaixo de 25-30:1 (CAIN; BOWMAN; HACKER, 2018; DUBEUX JR; SOLLENBERGER, 2020). Segundo Song, Fan e Song (2010), tanto o C quanto o N são indicadores de qualidade da serapilheira; no entanto, sua relação é associada à taxa de decomposição deste material.

Diferenças foram observadas na Gliricídia em ambas as constantes para a relação lignina:N (Figura 7A), sendo maior o valor de B_0 ($P=0,0385$) obtido no solo ($B_{0TNT}= 7,3:1$; $B_{0Náilon}= 6,5:1$) dos quais apenas o valor no solo com TNT foi superior em relação ao rúmen ($B_0= 5,2:1$), enquanto os maiores valores de k ($P=0,0008$) foram observadas no solo ($k_{Náilon}= -0,00073 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$; $k_{TNT}= -0,0017 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$), independente do tecido incubado, em relação à taxa de decomposição no rúmen ($k_{Rúmen}= -0,00702 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$). Para Sabiá não foram observadas diferenças na B_0 ($P=0,1731$) da lignina:N (Figura 7B) remanescentes, enquanto valores superiores foram observados no rúmen para k ($P= 0,0274$) da lignina:N ($k_{Rúmen}= 0,0015 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$; $k_{TNT}= -0,0010 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$; $k_{Náilon}= -0,0008 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$) em relação à taxa de decomposição no solo, independente do tecido.

A relação lignina:N quando incubado no rúmen (Figura 7) está relacionada principalmente à k da lignina (Figura 5). Na Gliricídia, a relação aumentou por meio do tempo em 176% (Figura 7A), enquanto na Sabiá, para o rúmen, observou-se uma diminuição (Figura 7B). Este resultado, em ambas as leguminosas, sugere que o processo de decomposição de folhas neste ambiente está associado principalmente a suas características físicas, pela quantidade e qualidade de elementos recalcitrantes e sua influência na acessibilidade dos compostos utilizados como energia e substrato, além da velocidade de degradação microbiana, conforme observado por Manzoni et al. (2010) e Pérez-Harguindeguy et al. (2015).

Na avaliação das interações metodologias x porcentagem do tempo de incubação não foram observadas diferenças para biomassa ($P_{Gliricídia}=0,9452$; $P_{Sabiá}=1$), C ($P_{Gliricídia}=0,8986$; $P_{Sabiá}=0,0509$) e N ($P_{Gliricídia}=1$; $P_{Sabiá}=0,1383$) remanescentes em ambas as leguminosas, bem como na relação C:N da Sabiá ($P= 0,8440$) (Tabela 2).

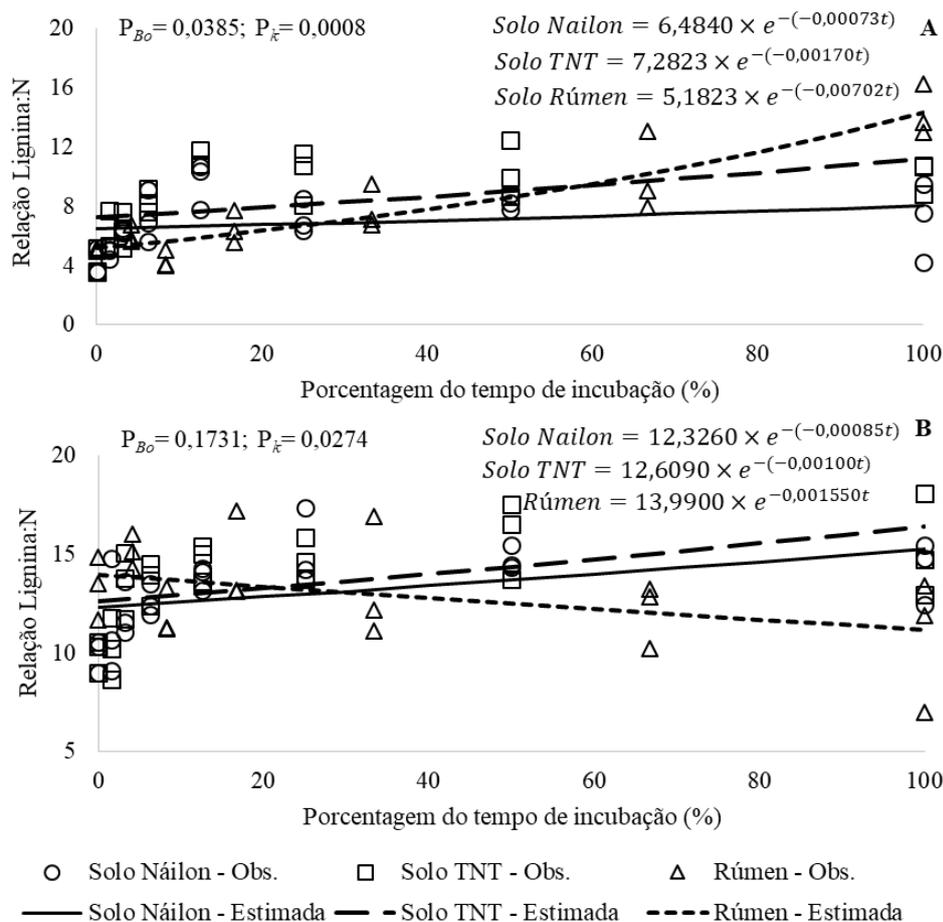


Figura 7. Relação lignina:nitrogênio (lignina:N) de folhas senescentes de Gliricídia (A) e Sabiá (B) incubadas no solo (Náilon e TNT) em sistemas silvipastoris, Itambé-PE, e no rúmen de bubalinos.

A lignina apresentou interação metodologia x porcentagem do tempo de incubação ($P < 0,0001$) em ambas as leguminosas (Tabela 2). Na Gliricídia não foram observadas diferenças até 40% do tempo de incubação (Figura 5A), com médias de 19,5; 23,4 e 23,0 $\text{g} \cdot \text{kg MS}^{-1}$ de lignina no solo com náilon, TNT e no rúmen, respectivamente. Entre 40 e 80% do tempo de incubação, a lignina foi superior no solo com TNT e no rúmen, quando comparado no solo com náilon. Posterior a este período até o final da incubação (100%) valores superiores de lignina foram observados no rúmen (36,9 $\text{g} \cdot \text{kg MS}^{-1}$), seguido de TNT no solo (29,6 $\text{g} \cdot \text{kg MS}^{-1}$) e náilon no solo (22,1 $\text{g} \cdot \text{kg MS}^{-1}$).

A lignina entre 0-102 dias no solo e 0-58 horas no rúmen, possivelmente concentrou a maior quantidade de compostos lábeis, sendo que segundo Freire et al. (2010) e Klotzbücher et al. (2011), na fase inicial de decomposição as perdas registradas no material incubado são controladas pelos compostos facilmente degradáveis, incluindo

a celulose não protegida. Uma segunda fase da decomposição da lignina (Solo= 102-205 dias; Rúmen= 58-115 horas) demonstra que é possível a substituição da metodologia, quando utilizado o TNT em ambos os ambientes; tecido que pela estrutura e porosidade pode limitar o acesso microbiano e fluxo do material solubilizado (CASALI et al., 2009) quando comparado ao náilon. As mudanças observadas após este período entre a lignina no solo com TNT e o rúmen podem-se associar às limitações do tecido no ambiente ruminal, no qual a acumulação de gases dentro do saco pode limitar o fluxo de microrganismo com consequentes erros de estimação dos compostos ruminais, principalmente em períodos de incubação ruminal inferiores a 288 horas (CASALI et al., 2008, 2009; SOARES et al., 2011; KRIZSAN; HUHTANEN, 2013).

Tabela 2. Médias da biomassa e elementos estimados remanescentes, de folhas senescentes de Gliricídia e Sabiá incubadas no solo (Náilon e TNT), em sistemas silvipastoris e no rúmen de bubalinos, através do tempo.

Matéria Seca (g·100 g MS ⁻¹)	Solo		Rúmen	Metodologia (M)		Tempo (T)		M x T	
	Náilon	TNT		Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP
Gliricídia	44,2 B	50,6 A	48,1 A	<0,0001	0,9	<0,0001	1,7	0,9452	3,0
Sabiá	63,1 A	69,3 B	60,8 A	0,0012	3,2	<0,0001	2,0	1,0000	5,3
Carbono (g·100 g C ⁻¹)	Solo		Rúmen	Material		Tempo		Interação	
	Náilon	TNT		Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP
Gliricídia	37,7 C	45,1 B	49,6 A	<0,0001	4,1	<0,0001	2,3	0,8986	1,2
Sabiá	65,2 B	72,4 A	72,5 A	<0,0001	1,6	<0,0001	2,2	0,0509	3,4
Nitrogênio (g·100 g N ⁻¹)	Solo		Rúmen	Material		Tempo		Interação	
	Náilon	TNT		Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP
Gliricídia	44,0 AB	41,1 B	48,3 A	0,0007	1,3	<0,0001	2,4	1,0000	4,2
Sabiá	88,3 A	84,3 B	80,8 C	<0,0001	4,5	<0,0001	4,8	0,1383	5,4
Lignina (g·kg MS ⁻¹)	Solo		Rúmen	Metodologia		Tempo		Interação	
	Náilon	TNT		Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP
Gliricídia	20,0 B	24,5 A	25,6 A	<0,0001	0,9	<0,0001	1,1	<0,0001	1,6
Sabiá	33,7 A	33,8 A	25,4 B	<0,0001	1,4	<0,0001	0,7	<0,0001	1,1
C:N	Solo		Rúmen	Metodologia		Tempo		Interação	
	Náilon	TNT		Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP
Gliricídia	14,90 C	15,8 B	16,47 A	<0,0001	0,4	0,4072	0,5	0,0002	0,7
Sabiá	18,4 C	19,4 B	22,9 A	<0,0001	0,3	<0,0001	0,5	0,8440	0,7
Lignina:N	Solo		Rúmen	Metodologia		Tempo		Interação	
	Náilon	TNT		Valor-P	EP	Valor-P	EP	Valor-P	EP
Gliricídia	7,2 B	9,1 A	9,1 A	<0,0001	0,2	<0,0001	0,4	<0,0001	0,7
Sabiá	13,7 A	14,4 A	12,5 B	<0,0001	0,3	0,0503	0,4	<0,0001	0,6

EP: Erro Padrão. Letras iguais e maiúsculas na linha não diferem significativamente (P<0,05).

Na Sabiá não foram observadas diferenças na lignina (Figura 5B) até 10% do período de incubação (Solo_{Náilon}= 28,2; Solo_{TNT}= 25,8; Rúmen= 27,4g·kg MS⁻¹); enquanto entre 10% e até o final do período valores superiores de lignina no solo (Solo_{Náilon}= 41,3; Solo_{TNT}= 42,7 g·kg MS⁻¹), independente do tecido, foram observadas

em relação à lignina no rúmen ($25,9\text{g}\cdot\text{kg MS}^{-1}$). A lignina não apresentou diferença na primeira fase de decomposição, possivelmente devido à liberação dos elementos mais solúveis entre 0-26 dias no solo e 0-14 horas no rúmen. No entanto, após este tempo, a baixa variabilidade da lignina no rúmen indicou as possíveis limitações na ação da população microbiana neste ambiente. Segundo Oliveira; Santana Neto e Valença (2013), uma quantidade limitada de amônia no líquido ruminal afeta o desenvolvimento da flora ruminal e, conseqüentemente, a degradação do material. O incremento do tempo de incubação no rúmen pode ser uma alternativa na Sabiá, visando à degradação de compostos menos solúveis.

Na Gliricídia, a relação C:N apresentou interação ($P=0,0002$) entre metodologia e a porcentagem do tempo de incubação (Tabela 2). Entre o início da decomposição até o 60% do tempo de incubação não foram observadas diferenças. Posterior a 60% e até o final do período de incubação, valor superior da C:N no rúmen (19,0:1) foi observado, sem diferenças entre tecidos ($\text{Solo}_{\text{Náilon}}= 14,5:1$; $\text{Solo}_{\text{TNT}}= 15,4:1$) (Figura 6A). O incremento no rúmen da relação C:N é observado após 86 horas de incubação, possivelmente associado à concentração de compostos recalcitrantes, pelo que o incremento da lignina remanescente a partir das 72 horas, provavelmente tenha afetado a degradação de alguns elementos lábeis. Este comportamento do rúmen também foi observado por Silva et al. (2010) em leguminosas herbáceas com teor de lignina de $120,0\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{MS}$, sendo que, para Gliricídia, a concentração deste composto no início da incubação foi de $127,0\text{g lignina}\cdot\text{kg}^{-1}\text{MS}$.

A relação lignina:N apresentou interação entre metodologia e o porcentagem do tempo de incubação ($P= <0,0001$) para ambas as leguminosas (Tabela 2), sendo que não foram observadas diferenças entre o início da incubação e até 50% do tempo (Gliricídia: $\text{Solo}_{\text{Náilon}}= 7,2:1$; $\text{Solo}_{\text{TNT}}= 9,0:1$; Rúmen= $8,6:1$; Sabiá: $\text{Solo}_{\text{Náilon}}= 13,7:1$; $\text{Solo}_{\text{TNT}}= 14,4:1$; Rúmen= $12,5:1$). Para Gliricídia, entre 50 e 90% do tempo de incubação, a relação lignina:N foi superior no solo com TNT e no rúmen quando comparado no solo com náilon. No final do tempo de incubação, a maior média da relação lignina:N foi no rúmen (14,3:1), seguida do solo com TNT (11,2:1) e a menor relação no solo com náilon (8,0:1) (Figura 7A). Na Sabiá, entre 50% (e até o final da incubação, a relação lignina:N foi superior no solo em relação ao rúmen, sem diferença significativa entre os tecidos

utilizados, com médias, ao final do período de incubação (100%), de 15,3:1; 16,4:1 e 11,2:1 para no solo em náilon, TNT e no rúmen, respectivamente (Figura 7B).

A relação lignina:N para ambas as leguminosas (Figura 7) apresentaram um comportamento semelhante à primeira fase da relação C:N, demonstrando que em elevada concentração de compostos lábeis é possível a utilização da metodologia de incubação no rúmen para simular o processo de incubação no solo. Na segunda fase da Gliricídia (Solo_{TNT}= 128-230 dias; Rúmen= 72-130 horas), o incremento da relação lignina:N em ambos os ambientes usando o TNT, tem relação com as diferenças próprias dos tecidos, com maior limitação no TNT. Na última fase da Gliricídia (Solo_{TNT}= 230-256 dias; Rúmen= 130-144 horas), o incremento da relação lignina:N no rúmen foi devido principalmente à concentração da lignina neste ambiente; enquanto na Sabiá (Solo_{TNT}= 128-256 dias; Rúmen= 72-144 horas) diminuiu a relação, associada à limitada solubilidade do N (Figura 4B). Estas respostas podem-se relacionar com a composição química da lignina, quando esta protege os compostos lábeis da ação microbiana (TALBOT et al., 2012; TALBOT; TRESEDER, 2012).

CONCLUSÕES

A dinâmica da decomposição de folhas senescentes de Gliricídia e Sabiá no solo pode ser avaliada por meio de sacos de náilon ou TNT.

A metodologia de incubação ruminal simula a decomposição no solo com maior precisão quando utilizados sacos de TNT.

A incubação ruminal foi mais eficiente na simulação da dinâmica de decomposição no solo na fase inicial do processo.

Recomenda-se elevar o tempo de avaliação do método de incubação ruminal além de 144 horas, visando aumentar a eficiência da simulação da fase final da dinâmica de decomposição no solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AOAC. **Official Methods of Analysis of AOAC International**. 20th. ed. Rockville, Maryland, USA: AOAC INTERNATIONAL, 2016. v. 52.
- APOLINÁRIO, V. X. O. et al. Tree legumes provide marketable wood and add nitrogen in warm-climate silvopasture systems. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 5, p. 1915–1921, 2015.
- APOLINÁRIO, V. X. O. et al. Decomposition of arboreal legume fractions in a silvopastoral system. **Crop Science**, v. 56, n. 3, p. 1356–1363, 2016.
- AUSTIN, A. T.; BALLARÉ, C. L. Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 10, p. 4618–4622, 2010.
- AZEVÊDO, T. K. B. et al. Substâncias tânicas presentes em partes da árvore Sabiá (*Mimosa caesalpiniiifolia* Benth.) em plantio comercial de 5 anos. **Revista Agroecossistemas**, v. 9, n. 2, p. 263–274, 2017.
- BRADFORD, M. A. et al. Understanding the dominant controls on litter decomposition. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 1, p. 229–238, 2016.
- BRAY, S. R.; KITAJIMA, K.; MACK, M. C. Temporal dynamics of microbial communities on decomposing leaf litter of 10 plant species in relation to decomposition rate. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 49, n. 1, p. 30–37, 2012.
- BROWN, M. E.; CHANG, M. C. Y. Exploring bacterial lignin degradation. **Current Opinion in Chemical Biology**, v. 19, n. 1, p. 1–7, 2014.
- CAIN, M.; BOWMAN, W. D.; HACKER, S. D. **Ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2018.
- CALDEIRA, M. V. W. et al. Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. **Comunicata Scientiae**, v. 4, n. 2, p. 111–119, 2013.
- CASALI, A. O. et al. Influência do tempo de incubação e do tamanho de partículas sobre os teores de compostos indigestíveis em alimentos e fezes bovinas obtidos por procedimentos *in situ*. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 2, p. 335–342, 2008.
- CASALI, A. O. et al. Estimação de teores de componentes fibrosos em alimentos para ruminantes em sacos de diferentes tecidos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, n. 1, p. 130–138, 2009.
- CHOMEL, M. et al. Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 6, p. 1527–1541, 2016.

COQ, S. et al. Interspecific variation in leaf litter tannins drives decomposition in a tropical rain forest of French Guiana. **Ecology**, v. 91, n. 7, p. 2080–2091, 2010.

COTRUFO, M. F. et al. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 988–995, 2013.

COTRUFO, M. F.; GALDO, I.; PIERMATTEO, D. Litter decomposition: Concepts, methods and future perspectives. In: KUTSCH, W. L.; BAHN, M.; HEINEMEYER, A. (Ed.). **Soil Carbon Dynamics: An Integrated Methodology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. p. 76–90.

DUBEUX JR., J. C. B. et al. Litter decomposition and mineralization in bahiagrass pastures managed at different intensities. **Crop Science**, v. 46, n. 3, p. 1305–1310, 2006.

DUBEUX JR., J. C. B. et al. The advantages and challenges of integrating tree legumes into pastoral systems. (A. R. Evangelista et al., Eds.) In: Proceedings of the 1st International Conference on Forages in Warm Climates, Lavras. **Anais...** Lavras: SUPREMA Gráfica e Editora Ltda, 2015.

DUBEUX JR., J. C. B. et al. Multiple ecosystem services of arboreal legumes. **Legume Perspectives**, n. 17, p. 10–12, 2019.

DUBEUX JR, J. C. B.; SOLLENBERGER, L. E. Nutrient cycling in grazed pastures. In: ROUQUETTE JR, M.; AIKEN, G. E. (Ed.). **Management Strategies for Sustainable Cattle Production in Southern Pastures**. Elsevier ed. United States: Elsevier Inc., 2020. p. 59–75.

FREIRE, J. L. et al. Decomposição de serrapilheira em bosque de sabiá na Zona da Mata de Pernambuco. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, n. 8, p. 1659–1665, 2010.

GESSNER, M. O. et al. Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 25, n. 6, p. 372–380, 2010.

HALVORSON, J. J. et al. Reduction of soluble nitrogen and mobilization of plant nutrients in soils from U.S Northern Great Plains agroecosystems by phenolic compounds. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 94, n. 1, p. 211–221, 2016.

KLOTZBÜCHER, T. et al. A new conceptual model for the fate of lignin in decomposing plant litter. **Ecology**, v. 92, n. 5, p. 1052–1062, 2011.

KRIZSAN, S. J.; HUHTANEN, P. Effect of diet composition and incubation time on feed indigestible neutral detergent fiber concentration in dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 96, n. 3, p. 1715–1726, 2013.

- LI, L. J. et al. Impact of litter quality and soil nutrient availability on leaf decomposition rate in a semi-arid grassland of Northeast China. **Journal of Arid Environments**, v. 75, n. 9, p. 787–792, 2011.
- LIU, P. et al. Litter decomposition and nutrient release as affected by soil nitrogen availability and litter quality in a semiarid grassland ecosystem. **Oecologia**, v. 162, n. 3, p. 771–780, 2010.
- MANZONI, S. et al. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 1, p. 89–106, 2010.
- MAO, B.; MAO, R.; ZENG, D. H. Species diversity and chemical properties of litter influence non-Additive effects of litter mixtures on soil carbon and nitrogen cycling. **PLoS ONE**, v. 12, n. 7, p. 1–19, 2017.
- MOTT, G. O.; LUCAS, H. I. The design, conduct, and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. In: Proceedings of the sixth International Grassland Congress, Pennsylvania. **Anais...** Pennsylvania: Pennsylvania State College, 1952.
- MUIR, J. P. et al. Value of endemic legumes for livestock production on Caatinga rangelands. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 2, p. 1–12, 2019.
- OLIVEIRA, V. S.; SANTANA NETO, J. A.; VALENÇA, R. L. Características químicas e fisiológicas da fermentação ruminal de bovinos em pastejo – Revisão de literatura. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, v. 11, n. 20, p. 1–21, 2013.
- PATRA, A. K.; SAXENA, J. Exploitation of dietary tannins to improve rumen metabolism and ruminant nutrition. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 91, n. 1, p. 24–37, 2011.
- PAULA, P. D. et al. Decomposição das podas das leguminosas arbóreas *Gliricidia sepium* e *Acacia angustissima* em um sistema agroflorestal. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 3, p. 791–800, 2015.
- PEREIRA, T. P. et al. Characterization and biological activity of condensed tannins from tropical forage legumes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 9, p. 1070–1077, 2018.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. et al. Predicting leaf litter decomposability: an exploratory assessment of leaf traits, litter traits and spectral properties in six Mediterranean herbaceous species. **Ecología Austral**, v. 25, n. 1, p. 54–64, 2015.
- PRESCOTT, C. E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? **Biogeochemistry**, v. 101, n. 1, p. 133–149, 2010.
- RAHMAN, M. M. et al. Lignin and its effects on litter decomposition in forest ecosystems. **Chemistry and Ecology**, v. 29, n. 6, p. 540–553, 2013.

SILVA, F. B. R. et al. **Embrapa Solos**. Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco, v. 35, p. CD-ROM, 2001.

SILVA, H. M. S. et al. Litter decomposition of *Brachiaria decumbens* Stapf. and *Calopogonium mucunoides* Desv. in the rumen and in the field: a comparative analysis. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 87, n. 2, p. 151–158, 2010.

SKORUPA, A. L. A.; BARROS, N. F.; NEVES, J. C. L. Forest litter decomposition as affected by Eucalyptus stand age decomposição de serapilheira florestal. **Revista Árvore**, v. 39, n. 6, p. 1055–1064, 2015.

SOARES, L. F. P. et al. Assessment of indicators and collection methodology to estimate nutrient digestibility in buffaloes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, n. 9, p. 2005–2010, 2011.

SOLLENBERGER, L. E. et al. Reporting forage allowance in grazing experiments. **Crop Science**, v. 45, n. 3, p. 896–900, 2005.

SONG, F.; FAN, X.; SONG, R. Review of mixed forest litter decomposition researches. **Acta Ecologica Sinica**, v. 30, n. 4, p. 221–225, 2010.

SUSEELA, V. et al. Labile compounds in plant litter reduce the sensitivity of decomposition to warming and altered precipitation. **New Phytologist**, v. 200, n. 1, p. 122–133, 2013.

TALBOT, J. M. et al. Litter decay rates are determined by lignin chemistry. **Biogeochemistry**, v. 108, n. 1–3, p. 279–295, 2012.

TALBOT, J. M.; TRESEDER, K. K. Interactions among lignin, cellulose, and nitrogen drive litter chemistry-decay relationships. **Ecology**, v. 93, n. 2, p. 345–354, 2012.

VALENTE, T. N. P. et al. Evaluation of ruminal degradation profiles of forages using bags made from different textiles. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, n. 11, p. 2565–2573, 2011a.

VALENTE, T. N. P. et al. *In situ* estimation of indigestible compounds contents in cattle feed and feces using bags made from different textiles. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, n. 3, p. 666–675, 2011b.

VAN SOEST, P. J. Collaborative study of acid-detergent fiber and lignin. **Journal of the AOAC**, v. 56, n. 4, p. 781–784, 1973.

WARING, B. G. A meta-analysis of climatic and chemical controls on leaf litter decay rates in tropical forests. **Ecosystems**, v. 15, n. 6, p. 999–1009, 2012.

WICKINGS, K. et al. The origin of litter chemical complexity during decomposition. **Ecology Letters**, v. 15, n. 10, p. 1180–1188, 2012.

WIDER, R. K.; LANG, G. E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**, v. 63, n. 6, p. 1636–1642, 1982.

YARWOOD, S. A. The role of wetland microorganisms in plant-litter decomposition and soil organic matter formation: a critical review. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 94, n. 11, p. 175–178, 2018.

ZHANG, C. et al. Litter decomposition and nitrogen mineralization from an annual to a monthly model. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 16, p. 1944–1953, 2010.

CAPÍTULO 3

Decomposição de folhas senescentes de *Brachiaria decumbens* Stapf. e leguminosas arbóreas

Decomposição de folhas senescentes de *Brachiaria decumbens* Stapf. e leguminosas arbóreas

RESUMO

A produção e qualidade da serapilheira de leguminosas arbóreas têm reconhecida importância nas características e distribuição da matéria orgânica (MO) do solo. Amostras foram incubadas no solo para analisar o desaparecimento da matéria seca (MS), MO, carbono (C), nitrogênio (N), lignina, relações C:N e lignina:N e nitrogênio insolúvel em detergente ácido (NIDA). As amostras eram compostas por folhas senescentes, retiradas quando ainda aderidas à planta, de duas leguminosas [*Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricídia) e *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (Sabiá)] em consórcio com *Brachiaria decumbens* Stapf. (Braquiária) e da Braquiária em monocultivo. As folhas foram coletadas entre outubro–dezembro/2016 e incubadas em março/2017, em área de exclusão de 2x2 m na parcela correspondente, considerando os tempos 0, 4, 8, 16, 32, 64, 128 e 256 dias. Foram utilizados sacos de náilon (15x20 cm; 75 μ m), preenchidos com 7,5 g de folhas senescentes (25 mg MS folha·cm⁻² de saco). Modelos exponenciais negativos simples foram desenvolvidos para MS, MO, C, N, C:N, lignina:N e NIDA, estimando a constante de desaparecimento inicial (B_0) e a taxa de decomposição relativa (k), e modelo quadrático “linear plateau” para a lignina. Diferenças na B_0 ($P < 0,05$) foram observadas na MS ($B_{0Gliricidia} = 81$; $B_{0Sabiá} = 87$; $B_{0Braquiária} = 94$ g·100 g MS⁻¹), MO ($B_{0Gliricidia} = 82$; $B_{0Sabiá} = 88$; $B_{0Braquiária} = 95$ g·100 g MO⁻¹), C ($B_{0Gliricidia} = 77$; $B_{0Sabiá} = 87$; $B_{0Braquiária} = 90$ g·100 g C⁻¹), N ($B_{0Gliricidia} = 81$; $B_{0Sabiá} = 102$; $B_{0Braquiária} = 83$ g·100 g N⁻¹) e C:N ($B_{0Gliricidia} = 15:1$; $B_{0Sabiá} = 21:1$; $B_{0Braquiária} = 45:1$). A k foi superior ($P < 0,05$) para Braquiária na MS ($k_{Gliricidia} = 0,0055$; $k_{Sabiá} = 0,0027$; $k_{Braquiária} = 0,0065$ g·g⁻¹·tempo⁻¹), C ($k_{Gliricidia} = 0,0067$; $k_{Sabiá} = 0,0025$; $k_{Braquiária} = 0,0074$ g·g⁻¹·tempo⁻¹) e C:N ($k_{Gliricidia} = 0,0002$; $k_{Sabiá} = 0,0012$; $k_{Braquiária} = 0,0038$ g·g⁻¹·tempo⁻¹); para Gliricídia e Braquiária na MO ($k_{Gliricidia} = 0,0068$; $k_{Sabiá} = 0,0028$ e $k_{Braquiária} = 0,0076$ g·g⁻¹·tempo⁻¹); e Gliricídia no N ($k_{Gliricidia} = 0,0056$; $k_{Sabiá} = 0,0012$ e $k_{Braquiária} = 0,0023$ g·g⁻¹·tempo⁻¹). A elevada concentração de N e baixas relações C:N e lignina:N da Gliricídia, promovem maior taxa de decomposição de folhas senescentes, com potencial em curto prazo, de maior liberação de nutrientes ao solo; enquanto na Sabiá a taxa de decomposição é limitada pelas elevadas concentrações de lignina e NIDA, com retorno mais lento de nutrientes ao solo, porém, com potencial de formar uma matéria orgânica mais estável no tempo. A taxa de decomposição da Braquiária é limitada pelo baixo teor de nitrogênio das folhas, com alta relação C:N e imobilização de N durante o processo.

Palavras-chave: *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud.; *Mimosa caesalpinifolia* Benth.; Serapilheira; Taxa de decomposição.

Senescent leaves decomposition of *Brachiaria decumbens* Stapf. and tree legumes

ABSTRACT

Production and quality litter of tree legumes has recognized importance in the characteristics and distribution of soil organic matter (OM). Thus, a soil incubation assay was performed to analyze the dry matter (DM), organic matter (OM), carbon (C), nitrogen (N) disappearance, lignin, C:N and lignin:N ratios and acid detergent insoluble nitrogen (ADIN), from the senescent leaves decomposition process, removed when still attached to the plant, from two legumes [*Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricidia) and *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (Sabiá)] in consortium with *Brachiaria decumbens* Stapf. (Signalgrass) and Signalgrass in monoculture. Leaves were collected between October – December/2016 and incubated in March/2017, in an 2x2 m exclusion area into corresponding plot, considering the times 0, 4, 8, 16, 32, 64, 128 and 256 days. Nylon bags (15x20 cm; 75 μ m) were used, filled with 7.5 g of senescent leaves (25 mg DM leaf·cm⁻² of bag). Simple negative exponential models were developed for DM, OM, C, N, C:N, lignin:N and ADIN, estimating the initial disappearance constant (B_0) and the relative decomposition rate (k), and the linear plateau quadratic model for lignin. Differences in B_0 ($P < 0.05$) were observed in DM ($B_{0\text{Gliricidia}} = 81$; $B_{0\text{Sabiá}} = 87$; $B_{0\text{Signalgrass}} = 94$ g·100 g DM⁻¹), OM ($B_{0\text{Gliricidia}} = 82$; $B_{0\text{Sabiá}} = 88$; $B_{0\text{Signalgrass}} = 95$ g·100 g OM⁻¹), C ($B_{0\text{Gliricidia}} = 77$; $B_{0\text{Sabiá}} = 87$; $B_{0\text{Signalgrass}} = 90$ g·100 g C⁻¹), N ($B_{0\text{Gliricidia}} = 81$; $B_{0\text{Sabiá}} = 102$; $B_{0\text{Signalgrass}} = 83$ g·100 g N⁻¹) and C:N ($B_{0\text{Gliricidia}} = 15:1$; $B_{0\text{Sabiá}} = 21:1$; $B_{0\text{Signalgrass}} = 45:1$). The k was higher ($P < 0.05$) for Signalgrass in DM ($k_{\text{Gliricidia}} = 0.0055$; $k_{\text{Sabiá}} = 0.0027$; $k_{\text{Signalgrass}} = 0.0065$ g·g⁻¹·time⁻¹), C ($k_{\text{Gliricidia}} = 0.0067$; $k_{\text{Sabiá}} = 0.0025$; $k_{\text{Signalgrass}} = 0.0074$ g·g⁻¹·time⁻¹) and C:N ($k_{\text{Gliricidia}} = 0.0002$; $k_{\text{Sabiá}} = 0.0012$; $k_{\text{Braquiária}} = 0.0038$ g·g⁻¹·time⁻¹); for Gliricidia and Signalgrass in the OM ($k_{\text{Gliricidia}} = 0.0068$; $k_{\text{Sabiá}} = 0.0028$; $k_{\text{Signalgrass}} = 0.0076$ g·g⁻¹·time⁻¹); and Gliricidia in N ($k_{\text{Gliricidia}} = 0.0056$; $k_{\text{Sabiá}} = 0.0012$; $k_{\text{Signalgrass}} = 0.0023$ g·g⁻¹·time⁻¹). High concentration of N and low C:N and lignin:N ratios of Gliricidia, promote a higher rate of decomposition of senescent leaves, with potential in the short term, of greater release of nutrients into the soil; while Sabiá has a decomposition rate limited by lignin and ADIN variations, with a slower return of nutrients to the soil, but with the potential to form a more stable organic material over time. Decomposition rate of Signalgrass is limited by low nitrogen content of leaves, providing a high C:N ratio and N immobilization during the process.

Keywords: *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud.; *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth.; Litter; Decomposition rate.

INTRODUÇÃO

Os sistemas silvipastoris são um tipo de sistema agroflorestal, no qual interagem, de maneira simultânea, plantas lenhosas (árvores ou arbustos), herbáceas (gramíneas e/ou leguminosas herbáceas) e animais domésticos, principalmente bovinos, equinos, ovinos e caprinos (MONTAGNINI; IBRAHIM; MURGUEITIO RESTREPO, 2013). Esses sistemas vêm sendo considerados, nos últimos anos, como uma das soluções mais inovadoras para enfrentar o desafio da produção animal sustentável (CHARÁ et al., 2019; MURGUEITIO et al., 2019), por conta do aumento da produtividade animal por unidade de área, maior eficiência no uso de recursos e maior fornecimento de serviços ambientais.

A inclusão de leguminosas arbóreas nestes sistemas representa uma alternativa para manutenção e recuperação de áreas de pastagens degradadas (COSTA et al., 2014), sobretudo devido aos serviços ecossistêmicos fornecidos (DUBEUX JR. et al., 2015; MUIR, 2019), tais como serviços ambientais, forragem para ruminantes domesticados, combustível, material de construção, forragem para insetos polinizadores ou herbívoros, sequestro de carbono e armazenamento no solo e planta, além da melhoria na ciclagem de nutrientes (APOLINÁRIO et al., 2015; DUBEUX JR. et al., 2015; MUIR, 2019). Uma das principais vias de entrada de material orgânico nas camadas do solo, ativando os processos de ciclagem de nutrientes é a deposição de fezes e urina dos ruminantes (SCORIZA et al., 2012; DUBEUX JR et al., 2017). Adicionalmente às excretas animais, a serapilheira (folhas, galhos, estruturas reprodutivas e tecido radicular) das árvores constitui a outra principal vias de adição e retorno de nutrientes (SCORIZA et al., 2012; COSTA et al., 2014; MUNROE; ISAAC, 2014; DUBEUX JR et al., 2017; NÓBREGA et al., 2019).

A decomposição da serapilheira é um processo biogeoquímico, altamente complexo, que envolve diversos fatores, dentre eles, físicos, químicos e biológicos (KRISHNA; MOHAN, 2017), influenciando a produtividade e composição química das plantas e o armazenamento de carbono (BRADFORD et al., 2016). Pela decomposição deste resíduo, uma parte do nitrogênio (N) e do carbono orgânico (C) retorna ao solo, favorecendo a estabilização da matéria orgânica e possibilitando o aumento dos estoques de carbono (KRISHNA; MOHAN, 2017; STEFANO; JACOBSON, 2018). Segundo Padalia et al. (2015), estima-se que cerca de 69-87% da exigência anual total de elementos

essenciais em plantas arbóreas seja atendida pela decomposição da serapilheira. Contudo, a taxa de liberação desses nutrientes dependerá da quantidade depositada e da qualidade da serapilheira, em função da espécie arbórea (FREIRE et al., 2010; SILVA et al., 2013; GAISIE et al., 2016; DUBEUX JR et al., 2017) e das condições atmosféricas, principalmente umidade e temperatura, favoráveis para a comunidade de microrganismos presentes no solo (SEGURA-ROSEL et al., 2012; HASANUZZAMAN; HOSSAIN, 2014; DUBEUX JR; SOLLENBERGER, 2020).

Nestes sistemas que utilizam componentes arbóreos, a maior parte da serapilheira depositada no solo são folhas, as quais apresentam processos de decomposição mais acelerados do que os componentes mais lenhosos (GESSNER et al., 2010). Esta deposição estaria entre 0,44-2,7; 1,56-4,1 Mg MO·ha⁻¹·ano⁻¹ (SILVA et al., 2013; APOLINÁRIO et al., 2016) e em torno de 16,3 Mg MS·ha⁻¹·ano⁻¹ (XAVIER et al., 2014) para Gliricídia, Sabiá e Braquiária, respectivamente. Os principais indicadores presentes nas folhas que influenciam mais fortemente na taxa de decomposição da serapilheira e, conseqüentemente, no potencial de mineralização e liberação de nutrientes ao solo, são as concentrações de N, C, fósforo, lignina e as relações C:N e lignina:N (LIU et al., 2010; SONG; FAN; SONG, 2010; COTRUFO et al., 2013; RAHMAN et al., 2013).

De forma geral, a serapilheira considerada de elevada qualidade é caracterizada por possuir alta concentração de N e, conseqüentemente, menor relação C:N (LI et al., 2011). Essas concentrações apresentam maior variabilidade nos resíduos depositados, quando os sistemas são consorciados com mais de uma espécie vegetal. Esta condição pode aumentar a complexidade das interações entre a qualidade inicial da serapilheira e as comunidades microbianas, permanecendo relativamente constantes até os resíduos atingirem o ponto de convergência química (WICKINGS et al., 2012), no qual compostos lábeis são decompostos, permanecendo em maior proporção os compostos recalcitrantes. Estes compostos, principalmente taninos condensados e lignina, serão os principais responsáveis pela modulação das taxas de decomposição da serapilheira (SUSEELA et al., 2013), pois os taninos, por meio da formação de complexos insolúveis com proteínas e outros polímeros biológicos (CHOMEL et al., 2016), bem como a lignina, apresentam correlação negativa com as taxas de decomposição dos resíduos depositados sobre o solo (WALELA et al., 2014). Vale salientar que existe uma grande variabilidade dos teores de

lignina entre espécies, idade da planta, manejo, etc., sendo observadas concentrações entre 40–500 g·kg MS⁻¹ serapilheira (KRISHNA; MOHAN, 2017).

Segundo Cotrufo et al. (2013), a maior concentração de material recalcitrante contribui mais para a formação de matéria orgânica estável no solo, pois, ao apresentar menor taxa de degradação, esta é acumulada. Esta condição favorece a proteção do solo, biodiversidade edáfica e o equilíbrio do ecossistema em longo prazo (COTRUFO et al., 2013; RAMOS et al., 2018), evidenciado principalmente na regulação da população de microrganismos e na melhora das propriedades do solo, tornando-os mais férteis para o fornecimento de elementos essenciais no crescimento de plantas. Ao contrário, maior taxa de decomposição significa menor período de permanência da fração lábil no solo, e sua principal função é o fornecimento, em curto prazo, de nutrientes às plantas pela mineralização, além de energia e carbono aos microrganismos do solo (SILVA et al., 2011).

Neste contexto, objetivou-se estimar o desaparecimento da matéria seca (MS), matéria orgânica (MO), C, N, lignina, relações C:N, lignina:N e nitrogênio insolúvel em detergente ácido (NIDA), a partir do processo de decomposição de folhas senescentes de *Gliricídia*, *Sabiá* e de *Braquiária*, na Zona da Mata de Pernambuco.

MATERIAL E MÉTODOS

Local, tratamentos e delineamento experimental

O experimento foi conduzido no período de outubro de 2016 a novembro de 2017, na Estação Experimental de Itambé-PE, do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), localizada nas coordenadas geográficas 7°23'S e 35°10'L, na microrregião fisiográfica Zona da Mata Norte de Pernambuco, a 189 m de altitude, médias pluviométricas > 1.000 mm e 25°C de temperatura anual média (RIMA, 2014). A distribuição da precipitação total mensal para o período de coleta e incubação foi obtida dos registros da E.E Itambé, considerando adicionalmente a precipitação mensal desde o ano de implantação da área experimental (Figura 1).

O delineamento experimental foi casualizado em blocos, com três repetições, considerando os tratamentos experimentais: *Braquiária decumbens* Stapf. (*Braquiária*) + *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (*Gliricídia*), *Braquiária* + *Sabiá* (*Mimosa caesalpinifolia* Benth.) e *Braquiária* em monocultivo. A área experimental consistiu de nove parcelas,

representadas por piquetes de 1,0 ha cada. Nos tratamentos consorciados, as leguminosas foram estabelecidas em 14 filas duplas, com espaçamento de 15 x 1 x 0,5 m, com uma população total aproximada de 2.500 plantas·ha⁻¹. Um dos blocos já estava estabelecido com Braquiária antes de 2011, o qual vinha sendo utilizado no manejo de rotina do rebanho bovino da Estação Experimental, estando diferido por três meses por ocasião do plantio das leguminosas. As áreas dos outros dois blocos se encontravam há aproximadamente 10 anos de pousio, quando sofreu eliminação da vegetação típica de sucessão vegetal pioneira da região. Nestes blocos, a gramínea foi implantada no início de abril/2011, com replantio no final do respectivo mês (final do período seco).

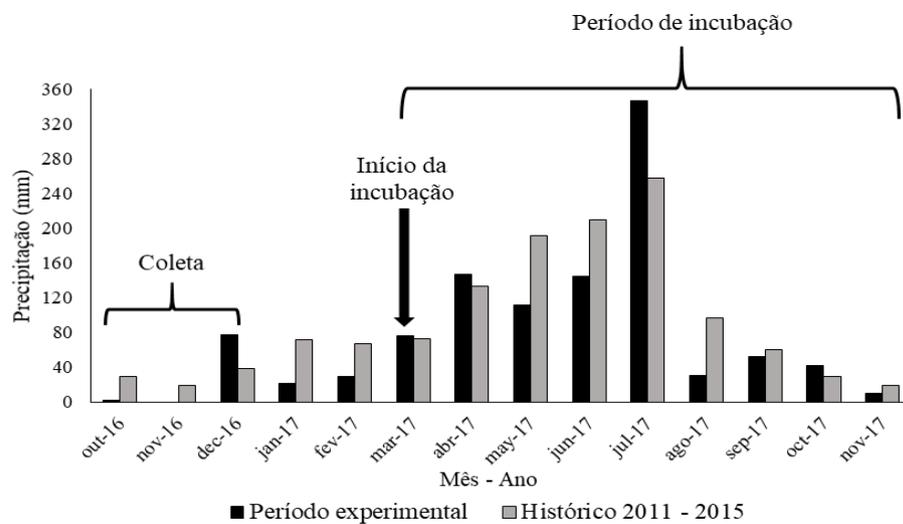


Figura 1. Precipitação mensal (mm) de 2011-2015 e do período de coleta + incubação de folhas nos sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, na Estação Experimental de Itambé, Itambé-PE.

As mudas das leguminosas foram produzidas na Estação Experimental de Itapirema-PE, pertencente ao IPA. As sementes foram inoculadas com estirpes específicas de microrganismos do gênero *Bradyrhizobium*, obtidas junto ao laboratório de microbiologia do solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Nas áreas onde foram estabelecidas as filas duplas, o herbicida N-fosfometilglicina foi utilizado para controle da vegetação pré-existente, bem como realizada uma única adubação com 100 kg·ha⁻¹ de P₂O₅ e 120 kg·ha⁻¹ de K₂O, de acordo com as recomendações da análise de solo. No período de estabelecimento das mudas foram realizadas capinas manuais para controle de plantas indesejáveis, bem como utilizado o formicida Mirex-S (8 g·m⁻²), para controle de formigas *Atta* spp. (cortadeiras). O transplante foi realizado quando as mudas atingiram cerca de 30 cm de altura, em abril de 2011, em covas com 20 cm de

profundidade. Tanto na área da Braquiária em monocultivo quanto nas consorciadas, quando as leguminosas atingiram aproximadamente 1,5 m de altura houve a introdução dos animais na área experimental.

As áreas experimentais foram manejadas sob lotação contínua e taxa de lotação variável (MOTT; LUCAS, 1952), seguindo a recomendação de Sollenberger et al. (2005), para o ajuste da lotação em função da relação massa de forragem e peso corporal (PC), objetivando neste experimento uma oferta em torno de 3 kg MS forragem verde·kg PC⁻¹, com disponibilidade de bebedouro e saleiro. Os animais utilizados consistiram de bezerros mestiços 5/8 Holandês x Gir, de peso corporal inicial em torno de 200 kg, os quais foram pesados a cada 28 dias, encontrando-se nas parcelas experimentais entre fevereiro/2017 e janeiro/2018, e entre junho e outubro/2018.

O solo da área é classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo de textura franco-argilo-arenosa (SILVA et al., 2001), com características químicas determinadas nos anos 2017 e 2018 na camada de 0-20 cm (Tabela 1).

Tabela 1. Análise química do solo das parcelas experimentais dos sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, na Estação Experimental de Itambé-PE (média dos anos 2017 e 2018).

Tratamentos	pH	P	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Al ⁺³	H ⁺ +Al ⁺³	CTC	V
	(água, 1: 2,5)	mg·dm ⁻³				cmol _c ·dm ⁻³			%
Braquiária em monocultivo	5,6	6,6	0,3	3,0	1,1	0,3	9,7	14,8	31,6
Gliricídia+Braquiária	5,3	3,4	0,1	2,9	1,1	0,5	9,6	14,6	28,7
Sabiá+Braquiária	5,1	5,1	0,1	2,2	1,3	0,8	11,0	15,5	23,5

P: fósforo (Mehlich-I); K⁺: potássio; Ca⁺²: cálcio; Mg⁺²: magnésio; Al⁺³: alumínio. CTC: capacidade de troca de cátions; V: saturação por bases.

Decomposição no solo

Folhas senescentes foram coletadas quando ainda se encontravam aderidas à planta, entre outubro e dezembro/2016 (Figura 1). Posteriormente, o material foi desidratado em estufa de ventilação forçada de ar, a 55°C até peso constante, para posterior incubação.

As incubações foram realizadas seguindo a metodologia descrita por Dubeux Jr. et al. (2006). As amostras incubadas não foram moídas, objetivando preservar a superfície de contato o mais próximo possível do material original. Os sacos foram incubados no solo em março/2017 (Figura 1), em área de exclusão de 2x2 m em cada parcela experimental, segundo a espécie arbórea, considerando os tempos 0, 4, 8, 16, 32, 64, 128 e 256 dias, com duas réplicas cada, incluindo adicionalmente sacos vazios para cada tempo, objetivando corrigir o peso do saco após o período de incubação. Foram utilizados

sacos de náilon (75 µm) de dimensões de 15 x 20 cm, preenchidos com 7,5 g das folhas correspondentes (25 mg MS folha·cm⁻² de saco).

Ao final de cada tempo de incubação, os sacos foram coletados e secos em estufa de circulação forçada de ar, a 55 ± 2 °C, até peso constante. As amostras coletadas de cada parcela experimental (incluindo amostras previa incubação) foram moídas (peneira de malha de 1 mm) para posterior determinação de MS, MO, concentrações de N (método Kjeldahl) e C (AOAC, 2016), FDA e lignina (VAN SOEST, 1973) e NIDA (LICITRA; HERNANDEZ; VAN SOEST, 1996).

Análises estatísticas

Os dados foram ajustados em equações utilizando o modelo exponencial negativo simples (WIDER; LANG, 1982) que estimaram a MS, MO, N, C e NIDA remanescentes, e relações C:N e lignina:N em relação ao tempo. O modelo exponencial negativo simples é descrito pela equação:

$$X=B_0 \times e^{-kt},$$

Em que: X= corresponde à proporção do material remanescente; B₀= constante de desaparecimento inicial da MS, MO, N, C, NIDA, C:N e lignina:N; t = tempo em dias; e k = taxa relativa de decomposição da MS, MO, N, C, NIDA, C:N e lignina:N. Para o ajuste dos dados da concentração de lignina foi usado o modelo quadrático “linear plateau” dos estágios (HERMESCH; KANIS; EISSEN, 1998), sendo descrito pela equação:

$$Y = a + (b \times t) + (c \times t^2), \text{ se } t < C$$

$$Y = \text{LigP} , \text{ se } t \geq C;$$

Na qual: Y= teor de lignina (%); a, b e c= intercepto, coeficiente angular e coeficiente quadrático, respectivamente; t= tempo em dias; C= local da interseção do modelo linear com o “plateau”; LigP= teor de lignina quando se atinge o “plateau”.

Os modelos foram aplicados para cada tratamento em cada bloco, sendo obtidos os parâmetros, por meio do Proc Nlin do SAS (SAS University Edition). Posteriormente, esses parâmetros foram analisados por meio do Proc Mixed do SAS, com teste de Tukey quando o teste F foi significativo (P<0,05). Os tratamentos experimentais foram considerados fatores fixos, e o bloco e bloco x tratamento como aleatório. Com os dados gerados pelos modelos foram realizadas análises de variância, considerando a espécie de

planta (Gliricídia, Sabiá e Braquiária) e tempo de incubação como fatores, analisando o resultado da interação, identificando as diferenças no processo de desaparecimento do material foliar entre espécies através do tempo (WIDER; LANG, 1982).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O modelo exponencial negativo simples descreveu ($P < 0,05$) a MS, MO, C e N remanescentes, além das relações C:N e lignina:N, enquanto o modelo *linear plateau* descreveu ($P < 0,05$) a lignina remanescente, tanto nas leguminosas como na Braquiária.

Tabela 2. Constante de desaparecimento inicial (B_0) e taxa de decomposição relativa (k) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.

Variável	B_0			Erro Padrão	Valor-P
	Gliricídia	Sabiá	Braquiária		
MS (g·100 g MS _{total} ⁻¹)	81,2 C	86,8 B	93,7 A	0,8	<0,0001
MO (g·100 g MO _{total} ⁻¹)	82,0 C	88,5 B	94,8 A	1,3	0,0011
C (g·100 g C _{total} ⁻¹)	77,1 B	87,4 A	90,3 A	2,6	0,0255
N (g·100 g N _{total} ⁻¹)	81,5 B	101,9 A	83,3 B	3,0	0,0057
C:N	15,3 B	21,2 B	45,4 A	3,8	0,0033
Lignina ¹ (g·100 g MS ⁻¹)	11,2 B	19,5 A	4,1 C	1,2	0,0004
Lignina:N	6,5 B	12,3 A	5,3 B	0,6	0,0003
NIDA (g·100 g N ⁻¹)	24,1 B	36,6 A	16,8 C	1,5	0,0003

Variável	k (g·g ⁻¹ ·tempo ⁻¹)			Erro Padrão	Valor-P
	Gliricídia	Sabiá	Braquiária		
MS	0,0055 AB	0,0027 B	0,0065 A	0,0008	0,0375
MO	0,0068 A	0,0028 B	0,0076 A	0,0009	0,0198
C	0,0067 AB	0,0025 B	0,0074 A	0,001	0,0363
N	0,0056 A	0,0012 B	0,0023 B	0,0006	0,0041
C:N	0,0002 B	0,0012 B	0,0038 A	0,0003	0,0006
Lignina ²	-0,0186 A	-0,0069 A	-0,0002 A	0,0066	0,2181
Lignina:N	-0,0007 A	-0,0008 A	-0,0021 A	0,0004	0,1388
NIDA	-0,0025 A	-0,0015 A	-0,0032 A	0,0006	0,1881

¹Intercepto para o Modelo “Linear Plateau”; ²Coefficiente angular do Modelo “Linear Plateau”. Letras iguais e maiúsculas na linha não diferem significativamente ($P > 0,05$).

Foram observadas diferenças ($P < 0,05$) entre espécies para a constante de desaparecimento inicial (B_0) de MS, MO, C:N, C, N, lignina, lignina:N e NIDA, sendo superiores os valores das três primeiras, na Braquiária, o C na Braquiária e Sabiá, sem diferença entre estas, o N na Gliricídia e, as três últimas, na Sabiá (Tabela 2). Igualmente, valores de taxa de decomposição relativa (k) foram superiores para MS, MO e C remanescentes na Braquiária e Gliricídia ($P < 0,05$) para a relação C:N na Braquiária e para o N na Gliricídia, enquanto que os valores do coeficiente angular para lignina e de k para a relação lignina:N e NIDA não sofreram efeito da espécie ($P > 0,05$).

Mesmo com essa diferença na B_0 para a MS, MO e C remanescente entre a Gliricídia e Braquiária, a k , sem diferenças entre estas espécies, permitiu uma quantidade de material remanescente pouco diferenciada no final do período de incubação. Neste contexto, as MS e MO incorporadas ao solo foram de 80 e 85 g·100 g⁻¹ MS/MO, respectivamente, em ambas as espécies, enquanto o C foi de 86 e 84 g·100 g C⁻¹ para a Gliricídia e Braquiária, respectivamente.

Alguns autores (GARCÍA; RAMÍREZ; SÁNCHEZ, 2012; SUSEELA et al., 2013) afirmam que em ambientes úmidos, mediante ocorrência de precipitações, a atividade microbiana é favorecida e, conseqüentemente, o processo de decomposição é mais acelerado, sobretudo na serapilheira com menor concentração de compostos lábeis (SUSEELA et al., 2013). A perda de massa por lixiviação em incubações realizadas durante períodos chuvosos também influencia a taxa de decomposição (WARING, 2012).

Para o N remanescente, os valores da B_0 e da k superiores na Gliricídia demonstram que, no estágio inicial, a taxa de decomposição é diretamente associada à concentração inicial de N (LI et al., 2011). Assim, locais deficientes de N devem promover processos de decomposição lentos (FREIRE et al., 2010), pelo que o comportamento da $k_{Braquiária}$ seria esperado, pois o teor de N inicial nesta espécie foi de 11 g kg MS⁻¹, enquanto a Gliricídia teve valor 155% superior (28,1 g kg MS⁻¹). Paula et al. (2015) relatam que diferenças entre as constantes de decomposição normalmente estão associadas ao modo como cada um dos nutrientes responde às condições edafoclimáticas e a ação de microrganismos do solo, ou seja, são amplamente variáveis e não dependentes de apenas um fator.

Os valores inferiores obtidos para a k da MS, MO, N e C remanescente e da relação C:N, na Sabiá, provavelmente tem relação com maior concentração de compostos recalcitrantes, como lignina (233,5 g·kg MS⁻¹; Capítulo 1, Tabela 6) e taninos condensados (57,1-124 g·kg⁻¹ MS; AZEVÊDO et al., 2017; PEREIRA et al., 2018), presentes nas folhas desta espécie, que são considerados um dos fatores limitantes da velocidade de degradação microbiana (MANZONI et al., 2012; MARCELO; CORÁ; FERNANDES, 2012; SUSEELA et al., 2013). Os valores superiores do intercepto para a lignina e B_0 para a relação lignina:N na Sabiá suportam esta afirmação.

Foram observadas interações tratamento x tempo de decomposição (Tabela 3; $P < 0,05$) para MS, MO, C e N remanescentes para relação C:N e teor de lignina, enquanto a relação lignina:N e o teor de NIDA apenas sofreram efeito dos fatores isolados ($P < 0,05$).

Tabela 3. Características químicas de folhas senescentes em decomposição, em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.

Variável	Gliricídia	Sabiá	Braquiária	Espécie (E)		Tempo (T)*	E x T	
				EP	Valor-P	EP	EP	Valor-P
MS (g·100 g MS _{total} ⁻¹)	62,2 B	74,9 A	69,8 A	1,6	0,0043	1,3	2,3	0,0001
MO (g·100 g MO _{total} ⁻¹)	60,3 C	76,0 A	68,1 B	1,7	0,0023	1,3	2,3	0,0001
C (g·100 g C _{total} ⁻¹)	56,6 B	76,2 A	65,6 AB	3,6	0,0242	2,3	3,9	0,0001
N (g·100 g N _{total} ⁻¹)	65,2 B	95,1 A	73,5 B	3,0	0,0007	2,2	3,8	0,0001
Lignina (g·100g MS ⁻¹)	19,1 B	30,4 A	8,2 C	0,8	0,0001	0,7	1,2	0,0001
C:N	15,1:1 B	19,8:1 B	37,3:1 A	3,3	0,0067	1,9	3,4	0,0001
Lignina:N	6,8:1 B	13,0:1 A	6,1:1 B	0,5	0,0001	0,3	0,6	0,4203
NIDA (g·100 g N ⁻¹)	29,0 B	40,6 A	21,4 C	1,0	<0,0001	1,1	1,8	0,9934

*Valor-P < 0,0001 para todas as variáveis. Letras iguais e maiúsculas na linha não diferem significativamente ($P < 0,05$).

Os resultados de MS remanescente no início do processo de decomposição (Figura 2) demonstraram maiores valores ($P < 0,05$) para Braquiária, evidenciado na B_0 , embora, sem diferenças na quantidade remanescente da Sabiá entre os dias 4 e 32 ($P > 0,05$), sendo ambas superiores a Gliricídia ($P < 0,05$). A partir do dia 32, a MS remanescente da Sabiá foi superior à das outras espécies até 256 dias ($P < 0,05$), o que pode ter relação com a menor k obtida nesta espécie (Tabela 2). Essa lenta decomposição das folhas significa que, provavelmente, haverá menor mineralização e liberação de nutrientes para o solo, porém, a permanência dos resíduos orgânicos no solo, em longo prazo, poderia favorecer a biodiversidade edáfica e de interações favoráveis no sistema solo (RAMOS et al., 2018), somado a uma liberação mais homogênea de nutrientes ao longo do tempo (APOLINÁRIO et al., 2016).

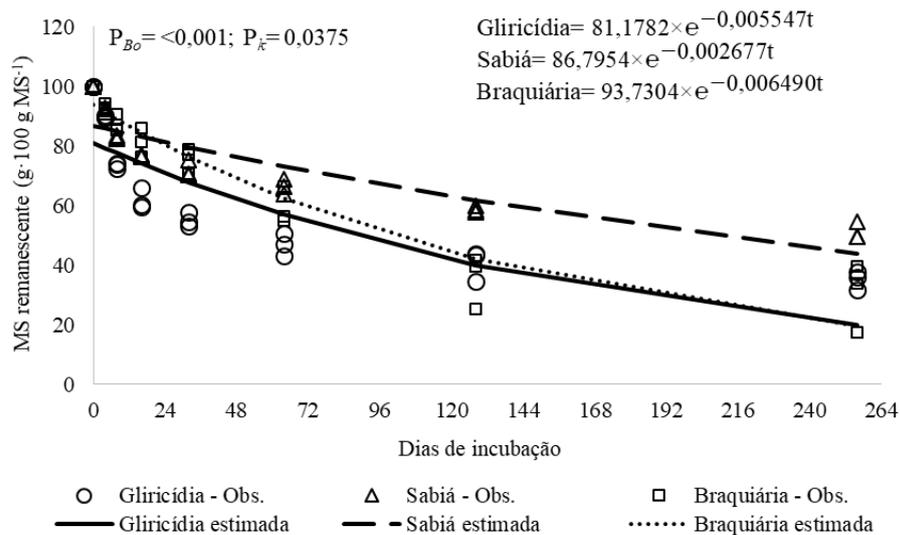


Figura 2. Matéria seca (MS) remanescente ($\text{g} \cdot 100 \text{ g MS}^{-1}$) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.

A MS remanescente da Braquiária foi superior ($P < 0,05$) à da Gliricídia entre os dias 64 e 128 após incubação. Após este período, diferenças entre espécies não foram observadas ($P > 0,05$), o que, provavelmente, tem relação com a menor B_0 da Gliricídia e o valor de $k_{\text{Gliricídia}}$ sem diferença com a $k_{\text{Braquiária}}$. Após 128 dias, a Braquiária atingiu uma relação C:N que pode favorecer a decomposição da MS, pois tanto a quantidade de N disponível para os microrganismos como uma elevada relação C:N, normalmente limitam o processo de decomposição (APOLINÁRIO et al., 2014; MALUF et al., 2015; ZAPPI et al., 2015). A Gliricídia apresentou, desde o início do processo, valores favoráveis tanto de N quanto de C:N ($28,1,0 \text{ g kg MS}^{-1}$ e $16,6:1$, respectivamente), quando comparada à Sabiá ($17,7 \text{ g kg MS}^{-1}$ e $24,9:1$, respectivamente) e à Braquiária ($11,0 \text{ g kg MS}^{-1}$ e $42,5:1$, respectivamente).

Foram observadas interações tratamento x tempo de decomposição ($P < 0,05$) para MO e C remanescentes (Figuras 3 e 4), com comportamentos semelhantes das variáveis. Até o dia 16 após a incubação foram observados maiores valores de material remanescente na Braquiária e na Sabiá, sem diferenças entre estas ($P > 0,05$), em relação a Gliricídia ($P < 0,05$), provavelmente, associado aos menores valores de B_0 para essas variáveis, bem como a C:N na Gliricídia. Entre os dias 32 e 64, observou-se redução da MO e C remanescentes na Braquiária, em relação a Sabiá ($P < 0,05$), diferença que pode ter sido decorrente da menor k obtida no processo de decomposição da Sabiá (Tabela 2); contudo, na Gliricídia foi obtida menor quantidade de material remanescente neste tempo.

A partir dos 64 dias até o final do período de incubação, as médias da MO e C remanescentes da Braquiária e Gliricídia não apresentaram diferenças ($P>0,05$), embora, com valores em ambas as espécies, para o dia 256, 65% inferiores aos obtidos na Sabiá.

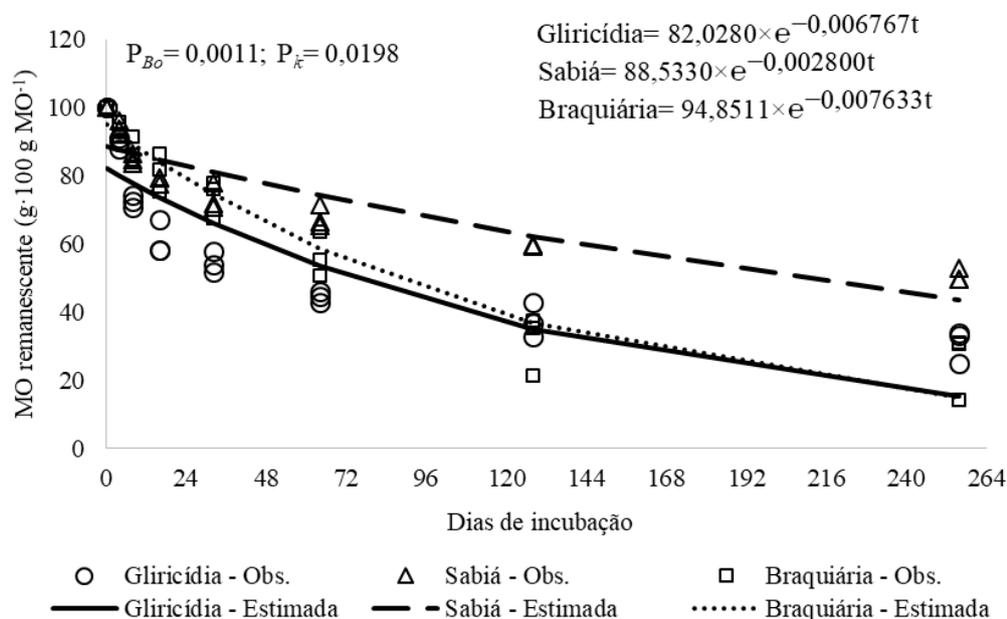


Figura 3. Matéria orgânica (MO) remanescente ($\text{g} \cdot 100 \text{ g MO}^{-1}$) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.

Essa maior incorporação de nutrientes na Gliricídia e na Braquiária através do tempo é característica de materiais em decomposição que contêm maior concentração de compostos lábeis (GESSNER et al., 2010) definida pela menor C:N, como no caso da Gliricídia (Tabelas 2 e 3), ou menor concentração de compostos limitantes da degradação (GESSNER et al., 2010; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2015), como lignina ($145,4 \text{ g} \cdot \text{kg MS}^{-1}$; Capítulo 1, Tabela 6) e taninos condensados ($13,2\text{-}45,9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ MS}$; SANTACOLOMA; GRANADOS, 2012; PEREIRA et al., 2018; MOLINA-BOTERO et al., 2019), presentes nas folhas desta espécie. Na Braquiária, a diminuição da MO e C remanescente, provavelmente pode-se associar a lixiviação de nutrientes pela ação da precipitação (WARING, 2012), consequência possivelmente da menor cobertura do solo em relação às leguminosas sob a copa. O incremento na variabilidade da população bacteriana e fúngica do solo, acelerando o processo de decomposição (CASTRO et al., 2010) também pode ter influenciado a maior decomposição. Contudo, essas concentrações se alteram ao longo da decomposição, em decorrência do esgotamento das

frações lábeis, permanecendo os compostos mais recalcitrantes (KLOTZBÜCHER et al., 2011; LI et al., 2011; BRAY; KITAJIMA; MACK, 2012). Em relação a Sabiá, o processo de decomposição de folhas poderia estar sendo realizado, principalmente, por bactérias gram-positivas e fungos, que predominam em presença de resíduos de menor qualidade (BRAY; KITAJIMA; MACK, 2012; BROWN; CHANG, 2014; TRESEDER; LENNON, 2015).

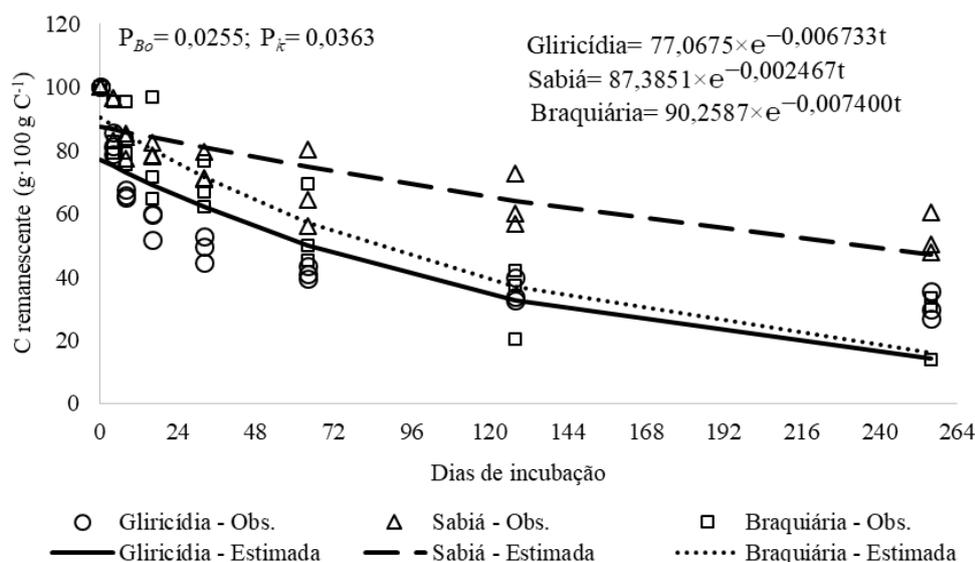


Figura 4. Carbono orgânico (C) remanescente (g·100 g C⁻¹) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvopastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.

Na interação tratamento x tempo ($P < 0,05$) para o N remanescente (Figura 5), a Sabiá apresentou médias superiores em relação aos outros dois tratamentos durante todo o processo de decomposição. Este resultado deve estar relacionado com a menor k da Sabiá (Tabela 2), bem como ao elevado conteúdo de materiais recalcitrantes, como lignina ($233,5 \text{ g} \cdot \text{kg MS}^{-1}$; Capítulo 1, Tabela 6) e taninos condensados ($57,1\text{-}124 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ MS}$; AZEVÊDO et al., 2017; PEREIRA et al., 2018), que ao formar complexos insolúveis com proteínas ou outros polímeros limitam o processo (CHOMEL et al., 2016; HALVORSON et al., 2016). Até o dia 8 de incubação, a Gliricídia e a Braquiária apresentaram quantidades de N remanescente sem diferenças ($P > 0,05$), porém com a diminuição da Gliricídia ($P < 0,05$) após este tempo e até o final do processo, associado a maior k nesta espécie. Ao final do período de incubação, a Gliricídia e a Braquiária incorporaram 74,3 e 36,4%, respectivamente, mais N ao solo do que a Sabiá. Neste contexto, o processo de decomposição permitiu a incorporação de 22,65; 4,27 e 5,69 mg

N·g MS⁻¹ de folha senescente incubada a partir da Gliricídia, Sabiá e Braquiária, respectivamente.

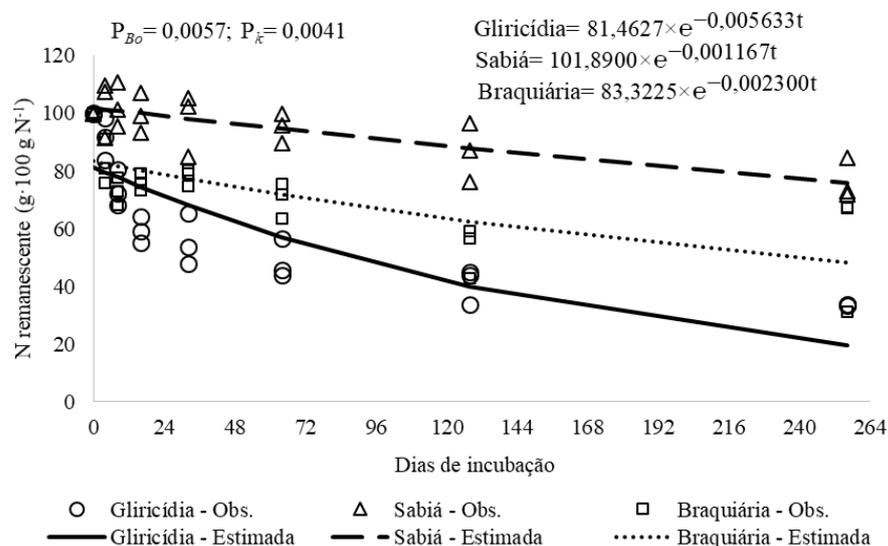


Figura 5. Nitrogênio (N) remanescente (g·100 g N⁻¹) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.

Adicionalmente ao maior conteúdo de lignina e taninos reportados em folhas da Sabiá no presente estudo, esta espécie apresentou maior teor de NIDA (272,2 g·kg N⁻¹) em relação à Gliricídia (168,2 g·kg N⁻¹) e a Braquiária (100,9 g·kg N⁻¹), evidenciado pela B_0 (Tabela 2). Deste modo, estas leguminosas apresentam uma contribuição diferenciada para a ciclagem de nutrientes do sistema, havendo, a partir da Gliricídia, um aporte mais elevado de nutrientes ao solo em curto prazo, além de maior teor de nitrogênio derivado da atmosfera por fixação simbiótica (64,7%; Capítulo 1, Tabela 9), enquanto que, a partir da Sabiá, a formação de uma matéria orgânica mais estável (APOLINÁRIO et al., 2016), o que pode favorecer o equilíbrio do C do ecossistema em longo prazo, sobretudo na perspectiva do sequestro de C da atmosfera (COTRUFO et al., 2013), pela assimilação deste elemento pela biomassa microbiana, reduzindo as emissões de CO₂.

A deposição de serapilheira é outro fator importante a ser considerado na estimativa do retorno de nutrientes a partir de resíduos de plantas. Segundo Silva et al. (2013) e Apolinário et al. (2016), essa deposição estaria entre 0,44-2,7 e 1,56-4,1 Mg MO·ha⁻¹·ano⁻¹, para Gliricídia e Sabiá, respectivamente.

Para a relação C:N na Braquiária (Figura 6), a interação tratamento x tempo de incubação ($P < 0,05$) demonstrou redução progressiva dos valores, sendo superior aos das

leguminosas até os 128 dias. Esta diferença deve-se, principalmente, ao reduzido teor de nitrogênio na gramínea no início da incubação ($11,0 \text{ g kg MS}^{-1}$). Durante esse período de decomposição, a relação C:N da Braquiária se manteve superior a 30:1, indicando imobilização de nutrientes pela massa microbiana do solo (APOLINÁRIO et al., 2014; CAIN; BOWMAN; HACKER, 2018; DUBEUX JR; SOLLENBERGER, 2020). Contudo, entre 128 e 256 dias, não foram mais observadas diferenças ($P>0,05$) entre a C:N da gramínea, em relação às das leguminosas, provavelmente pelo esgotamento do C sem liberação de N, conforme observado por Silva et al. (2012). Até os 128 dias após a incubação foram observadas médias superiores da C:N da Sabiá, em relação à Gliricídia, o que deve estar associado ao menor teor de nitrogênio e maior NIDA nas folhas da Sabiá ($17,7 \text{ g} \cdot \text{kg MS}^{-1}$ e $272,2 \text{ g} \cdot \text{kg N}^{-1}$), em relação a Gliricídia ($28,1 \text{ g} \cdot \text{kg MS}^{-1}$ e $168,2 \text{ g} \cdot \text{kg N}^{-1}$). As menores C:N da Gliricídia até 128 dias podem estar relacionadas com uma mineralização mais acelerada de ambos os elementos, o que pode ser evidenciado na $k_{\text{Gliricídia}}$ para estes (Tabela 2).

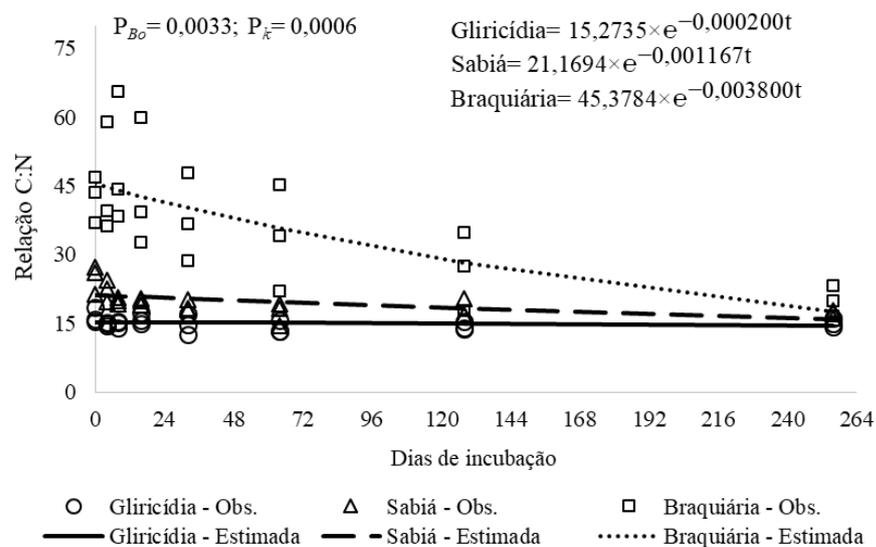


Figura 6. Relação carbono:nitrogênio (C:N) de folhas da Braquiária e leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.

Ambas as leguminosas apresentaram médias de C:N inferior a 30:1 ao longo do processo de decomposição, evidenciando um processo de liberação de nutrientes mais acelerado (TALBOT; TRESEDER, 2012; DUBEUX JR; SOLLENBERGER, 2020), sobretudo na Gliricídia. No dia 256 de incubação não foram observadas diferenças entre espécies ($P>0,05$), mesmo com a redução das médias de C:N de 5,45; 25,12 e 62,42%,

para Gliricídia, Sabiá e Braquiária, respectivamente, entre os dias 0 e 256 de incubação. A baixa redução na relação C:N da Gliricídia ao longo do período de incubação é um indicativo de elevada quantidade de N disponível para os microrganismos no solo (LI et al., 2011; SILVA et al., 2012; TALBOT; TRESEDER, 2012).

Provavelmente, no caso da Sabiá, durante a incubação, o N tornou-se indisponível a uma taxa mais acelerada que o C, limitado principalmente pelos elevados valores de lignina e NIDA (Tabelas 2 e 3), somado a uma possível maior diversidade microbiana (KOHMANN et al., 2019) presente no solo da Gliricídia. Isto, consequência da elevada quantidade de N e menor C:N na Gliricídia ao longo do processo, que, segundo Bray, Kitajima e Mack (2012) e Segura-Rosel et al. (2012) são condições que favorecem a ação e aumento na diversidade de microrganismos, acelerando a taxa de decomposição.

A interação tratamento x tempo de incubação indicou aumento dos teores de lignina ao longo do tempo para todas as espécies (Figura 7), sendo os valores, até 128 dias, superiores na Sabiá, seguida da Gliricídia e da Braquiária ($P < 0,05$). Essa resposta está relacionada com o teor inicial de lignina nas folhas de Gliricídia, Sabiá e Braquiária, sendo 114,6; 175,9 e 48,3 g kg MS⁻¹, respectivamente. Posterior a este período, até o final do período de incubação, a Braquiária apresentou maiores incrementos; entretanto, não foram observadas diferenças em relação à Gliricídia ($P > 0,05$). O rápido aumento com o tempo dos valores de lignina para a Braquiária após os 128 dias pode ser associado à imobilização de nutrientes gerada pela massa microbiana, em função da elevada relação C:N desta espécie até o dia 128, resultado semelhante ao obtido por Apolinário et al. (2014), avaliando o capim Braquiária, na mesma estação experimental, também sem utilização de adubação nitrogenada.

De acordo com o modelo quadrático *linear plateau* obtido, os teores máximos de lignina seriam atingidos aos 23, 48 e 271 dias após incubação, para Gliricídia, Sabiá e Braquiária, respectivamente (Figura 7). Quando este ponto máximo é atingido, provavelmente, a composição da população microbiana é menos divergente entre as espécies avaliadas, sendo que a química do resíduo e o carbono disponível são dominados pelas frações não lábeis, como a lignina, devido a que maior diversidade de bactérias estão presentes no resíduo em decomposição quando sua qualidade é maior (BRAY; KITAJIMA; MACK, 2012; SEGURA-ROSEL et al., 2012; MAO; MAO; ZENG, 2017).

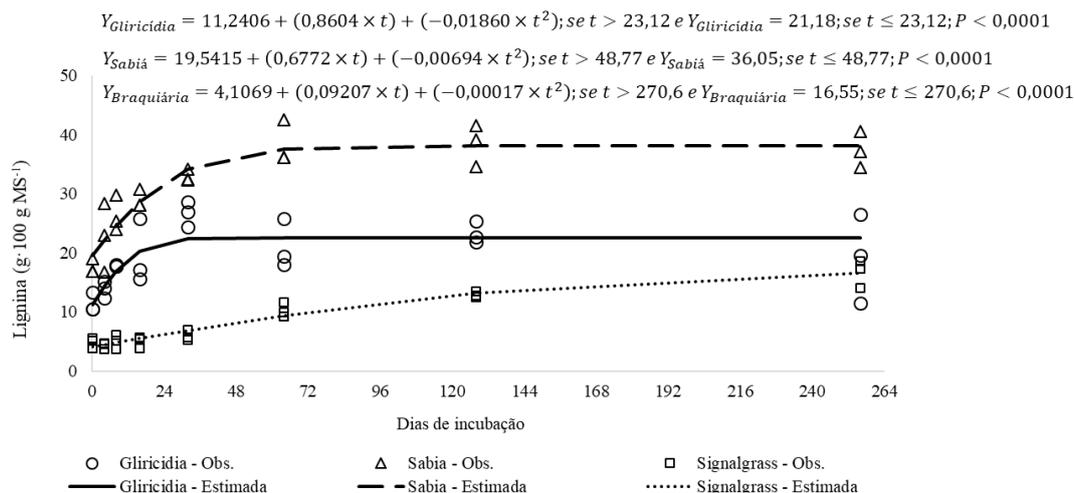


Figura 7. Lignina ($\text{g} \cdot 100 \text{ g MS}^{-1}$) de folhas senescentes de leguminosas arbóreas em sistemas silvipastoris e Braquiária em monocultivo, Itambé-PE.

Segundo Klotzbücher et al. (2011), neste ponto, a produção de enzimas extracelulares para a degradação de lignina é altamente exigente em energia, e sua limitada produção reduz a possibilidade de sua degradação. Alguns autores (SONG; FAN; SONG, 2010; TALBOT et al., 2012; WALELA et al., 2014; DUBEUX JR; SOLLENBERGER, 2020) afirmam que a relação lignina:N é inversamente correlacionada à taxa de decomposição da serapilheira, o que pode ser observado facilmente na Sabiá, em que foram encontrados os maiores valores de C:N e menores taxas de decomposição (Tabelas 2 e 3). Assim, os teores de N e de lignina, bem como as relações C:N e lignina:N podem ter favorecido a maior liberação do C da Gliricidia evidenciando a importância do N na transformação do C, a partir dos resíduos de plantas (MALUF et al., 2015).

CONCLUSÕES

A elevada concentração de N e as baixas relações C:N e lignina:N da Gliricidia, promovem maior taxa de decomposição de folhas senescentes, com maior liberação de nutrientes ao solo em curto prazo; enquanto na Sabiá a taxa de decomposição é limitada pelas elevadas concentrações de lignina e NIDA, com retorno mais lento de nutrientes ao solo, porém, com potencial de formar uma matéria orgânica mais estável no tempo.

A taxa de decomposição da Braquiária é limitada pelo baixo teor de nitrogênio das folhas, propiciando alta relação C:N e imobilização de N durante o processo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AOAC. **Official Methods of Analysis of AOAC International**. 20th. ed. Rockville, Maryland, USA: AOAC INTERNATIONAL, 2016. v. 52.

APOLINÁRIO, V. X. O. et al. Litter decomposition of signalgrass grazed with different stocking rates and nitrogen fertilizer levels. **Agronomy Journal**, v. 106, n. 2, p. 622–627, 2014.

APOLINÁRIO, V. X. O. et al. Tree legumes provide marketable wood and add nitrogen in warm-climate silvopasture systems. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 5, p. 1915–1921, 2015.

APOLINÁRIO, V. X. O. et al. Decomposition of arboreal legume fractions in a silvopastoral system. **Crop Science**, v. 56, n. 3, p. 1356–1363, 2016.

AZEVÊDO, T. K. B. et al. Substâncias tânicas presentes em partes da árvore Sabiá (*Mimosa caesalpinifolia* Benth.) em plantio comercial de 5 anos. *Revista Agroecossistemas*, v. 9, n. 2, p. 263–274, 2017.

BRADFORD, M. A. et al. Understanding the dominant controls on litter decomposition. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 1, p. 229–238, 2016.

BRAY, S. R.; KITAJIMA, K.; MACK, M. C. Temporal dynamics of microbial communities on decomposing leaf litter of 10 plant species in relation to decomposition rate. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 49, n. 1, p. 30–37, 2012.

BROWN, M. E.; CHANG, M. C. Y. Exploring bacterial lignin degradation. **Current Opinion in Chemical Biology**, v. 19, n. 1, p. 1–7, 2014.

CAIN, M.; BOWMAN, W. D.; HACKER, S. D. **Ecología**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2018.

CASTRO, H. F. et al. Soil microbial community responses to multiple experimental climate change drivers. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 76, n. 4, p. 999–1007, 2010.

CHARÁ, J. et al. **Silvopastoral systems and their contribution to improved resource use and sustainable development goals: Evidence from Latin America**. Cali, Colombia: FAO, CIPAV and Agri Benchmark, 2019.

CHOMEL, M. et al. Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 6, p. 1527–1541, 2016.

COSTA, M. G. et al. Leguminosas arbóreas para recuperação de áreas degradadas com pastagem em Conceição de Macabu, Rio de Janeiro, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 101, p. 101–112, 2014.

COTRUFO, M. F. et al. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 988–995, 2013.

DUBEUX JR., J. C. B. et al. Litter decomposition and mineralization in Bahiagrass pastures managed at different intensities. **Crop Science**, v. 46, n. 3, p. 1305–1310, 2006.

DUBEUX JR., J. C. B. et al. The advantages and challenges of integrating tree legumes into pastoral systems. (A. R. Evangelista et al., Eds.) In: Proceedings of the 1st International Conference on Forages in Warm Climates, Lavras. **Anais...** Lavras: SUPREMA Gráfica e Editora Ltda, 2015.

DUBEUX JR, J. C. B. et al. Tree legumes: An underexploited resource in warm-climate silvopastures. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 46, n. 8, p. 689–703, 2017.

DUBEUX JR, J. C. B.; SOLLENBERGER, L. E. **Nutrient cycling in grazed pastures**. In: ROUQUETTE JR, M.; AIKEN, G. E. (Ed.). Management Strategies for Sustainable Cattle Production in Southern Pastures. Elsevier ed. United States: Elsevier Inc., 2020. p. 59–75.

FREIRE, J. L. et al. Deposição e composição química de serrapilheira em um bosque de sabiá. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, n. 8, p. 1650–1658, 2010.

GAISIE, E. et al. Leaf decomposition and the nutrients release from multipurpose trees for crop production. **International Journal of Scientific Research in Science, Engineering and Technology**, v. 2, n. 1, p. 345–352, 2016.

GARCÍA, Y.; RAMÍREZ, W.; SÁNCHEZ, S. Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. **Pastos y Forrajes**, v. 35, n. 2, p. 125–138, 2012.

GESSNER, M. O. et al. Diversity meets decomposition. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 6, p. 372–380, 2010.

HALVORSON, J. J. et al. Reduction of soluble nitrogen and mobilization of plant nutrients in soils from U.S Northern Great Plains agroecosystems by phenolic compounds. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 94, n. 1, p. 211–221, 2016.

HASANUZZAMAN, M.; HOSSAIN, M. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics associated with common cropland agroforest timber tree species of Bangladesh. **International Journal of Forestry Research**, v. 61, n. 2, p. 1–10, 2014.

HERMESCH, S.; KANIS, E.; EISSEN, J. Description of a growth model: The linear-plateau model. In: Pig Genetics Workshop, New Englan. **Anais...** New Englan: Animal Genetics and Breeding Unit, 1998.

KLOTZBÜCHER, T. et al. A new conceptual model for the fate of lignin in decomposing plant litter. **Ecology**, v. 92, n. 5, p. 1052–1062, 2011.

KOHMANN, M. M. et al. Legume proportion in grassland litter affects decomposition dynamics and nutrient mineralization. **Agronomy Journal**, v. 111, n. 3, p. 1079–1089, 2019.

KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy*, **Ecology and Environment**, v. 2, n. 4, p. 236–249, 2017.

LI, L. J. et al. Impact of litter quality and soil nutrient availability on leaf decomposition rate in a semi-arid grassland of Northeast China. **Journal of Arid Environments**, v. 75, n. 9, p. 787–792, 2011.

LICITRA, G.; HERNANDEZ, T. M.; VAN SOEST, P. J. Standardization of procedures for nitrogen fractionation of ruminant feeds. **Animal Feed Science Technology**, v. 57, p. 347–358, 1996.

LIU, P. et al. Litter decomposition and nutrient release as affected by soil nitrogen availability and litter quality in a semiarid grassland ecosystem. **Oecologia**, v. 162, n. 3, p. 771–780, 2010.

MALUF, H. J. G. M. et al. Decomposição de resíduos de culturas e mineralização de nutrientes em solo com diferentes texturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1681–1689, 2015.

MANZONI, S. et al. Analytical models of soil and litter decomposition: Solutions for mass loss and time-dependent decay rates. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 50, n. 1, p. 66–76, 2012.

MAO, B.; MAO, R.; ZENG, D. H. Species diversity and chemical properties of litter influence non-Additive effects of litter mixtures on soil carbon and nitrogen cycling. **PLoS ONE**, v. 12, n. 7, p. 1–19, 2017.

MARCELO, A. V.; CORÁ, J. E.; FERNANDES, C. Sequências de culturas em sistema de semeadura direta. II - Decomposição e liberação de nutrientes na entressafra. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p. 1568–1582, 2012.

MOLINA-BOTERO, I. C. et al. Effects of tannins and saponins contained in foliage of *Gliricidia sepium* and pods of *Enterolobium cyclocarpum* on fermentation, methane emissions and rumen microbial population in crossbred heifers. **Animal Feed Science and Technology**, v. 251, n. January, p. 1–11, 2019.

MONTAGNINI, F.; IBRAHIM, M.; MURGUEITIO RESTREPO, E. Silvopastoral systems and climate change mitigation in Latin America. **Bois et Forêts des Tropiques**, v. 67, n. 316, p. 3–16, 2013.

MOTT, G. O.; LUCAS, H. I. The design, conduct, and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. In: Proceedings of the sixth International Grassland Congress, Pennsylvania. **Anais...** Pennsylvania: Pennsylvania State College, 1952.

MUIR, J. P. Leguminous forage shrubs: the underutilized canopy. **The journal of the International Legume Society**, v. 1, n. 17, p. 5–6, 2019.

MUNROE, J. W.; ISAAC, M. E. N₂-fixing trees and the transfer of fixed-N for sustainable agroforestry: A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, n. 2, p. 417–427, 2014.

MURGUEITIO, E. et al. Development of sustainable cattle rearing in silvopastoral systems in. **Cuban Journal of Agricultural Science**, v. 53, n. 1, p. 1–8, 2019.

NÓBREGA, C. C. et al. Artificial pruning of forest tree species in response to cultivation method. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 4, n. 2, p. 124–129, 2019.

PADALIA, K. et al. Leaf litter decomposition of two Central Himalayan oaks. **Current World Environment**, v. 10, n. 2, p. 509–516, 2015.

PAULA, P. D. et al. Decomposição das podas das leguminosas arbóreas *Gliricidia sepium* e *Acacia angustissima* em um sistema agroflorestal. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 3, p. 791–800, 2015.

PEREIRA, T. P. et al. Characterization and biological activity of condensed tannins from tropical forage legumes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 9, p. 1070–1077, 2018.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. et al. Predicting leaf litter decomposability: an exploratory assessment of leaf traits, litter traits and spectral properties in six Mediterranean herbaceous species. **Ecología Austral**, v. 25, n. 1, p. 54–64, 2015.

RAHMAN, M. M. et al. Lignin and its effects on litter decomposition in forest ecosystems. **Chemistry and Ecology**, v. 29, n. 6, p. 540–553, 2013.

RAMOS, D. D. et al. Decomposição em diferentes espécies de leguminosas (Fabaceae). **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 2, p. 1–8, 2018.

RIMA. Relatório de Impacto Ambiental. **Arco Viário da Região Metropolitana do Recife**, p. 36, 2014. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/rima/rima_arco_recife_skill.pdf>.

SANTACOLOMA, L. E.; GRANADOS, J. E. Interrelación entre el contenido de metabolitos secundarios de las especies *Gliricidia sepium* y *Tithonia diversifolia* y algunas propiedades físicoquímicas del suelo. **Revista de Investigación Agraria y Ambiental**, v. 3, n. 1, p. 53–62, 2012.

SCORIZA, R. N. et al. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 01–18, 2012.

SEGURA-ROSEL, A. et al. Asociación de especies leñosas en bancos de forraje: influencia sobre el aporte de hojarasca, descomposición y liberación de nitrógeno. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 15, n. 1, p. 61–69, 2012.

SILVA, A. B. et al. Estoque de serapilheira e fertilidade do solo em pastagem degradada de *Brachiaria decumbens* após implantação de leguminosas arbustivas e arbóreas forrageiras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 2, p. 502–511, 2013.

SILVA, E. F. et al. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura - pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1321–1331, 2011.

SILVA, F. B. R. et al. **Embrapa Solos**. Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco, v. 35, p. CD-ROM, 2001.

SILVA, H. M. S. et al. Signal grass litter decomposition rate increases with inclusion of Calopo. **Crop Science**, v. 52, n. 3, p. 1416–1423, 2012.

SOLLENBERGER, L. E. et al. Reporting forage allowance in grazing experiments. **Crop Science**, v. 45, n. 3, p. 896–900, 2005.

SONG, F.; FAN, X.; SONG, R. Review of mixed forest litter decomposition researches. **Acta Ecologica Sinica**, v. 30, n. 4, p. 221–225, 2010.

STEFANO, A.; JACOBSON, M. G. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. **Agroforestry Systems**, v. 92, n. 2, p. 285–299, 2018.

SUSEELA, V. et al. Labile compounds in plant litter reduce the sensitivity of decomposition to warming and altered precipitation. **New Phytologist**, v. 200, n. 1, p. 122–133, 2013.

TALBOT, J. M. et al. Litter decay rates are determined by lignin chemistry. **Biogeochemistry**, v. 108, n. 1–3, p. 279–295, 2012.

TALBOT, J. M.; TRESEDER, K. K. Interactions among lignin, cellulose, and nitrogen drive litter chemistry-decay relationships. **Ecology**, v. 93, n. 2, p. 345–354, 2012.

TRESEDER, K. K.; LENNON, J. T. Fungal traits that drive ecosystem dynamics on land. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 79, n. 2, p. 243–262, 2015.

VAN SOEST, P. J. Collaborative study of acid-detergent fiber and lignin. **Journal of the AOAC**, v. 56, n. 4, p. 781–784, 1973.

WALELA, C. et al. The initial lignin: nitrogen ratio of litter from above and below ground sources strongly and negatively influenced decay rates of slowly decomposing litter carbon pools. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 77, n. 1, p. 268–275, 2014.

WARING, B. G. A meta-analysis of climatic and chemical controls on leaf litter decay rates in tropical forests. **Ecosystems**, v. 15, n. 6, p. 999–1009, 2012.

WICKINGS, K. et al. The origin of litter chemical complexity during decomposition. **Ecology Letters**, v. 15, n. 10, p. 1180–1188, 2012.

WIDER, R. K.; LANG, G. E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**, v. 63, n. 6, p. 1636–1642, 1982.

XAVIER, D. F. et al. Nitrogen cycling in a Brachiaria-based silvopastoral system in the Atlantic forest region of Minas Gerais, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 99, n. 1, p. 45–62, 2014.

ZAPPI, D. C. et al. Growing knowledge: An overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguesia**, v. 66, n. 4, p. 1085–1113, 2015.

CAPÍTULO 4

Atributos do solo em sistemas silvipastoris integrando leguminosas arbóreas e capim Braquiária

Atributos do solo em sistemas silvipastoris integrando leguminosas arbóreas e capim Braquiária

RESUMO

Sistemas silvipastoris (SSPs) são estratégias que podem aumentar a fertilidade e preservar os atributos físicos do solo, além de contribuir a incorporação de matéria orgânica e, conseqüentemente, nutrientes ao solo. Para avaliar a fertilidade do solo cultivado com leguminosas arbóreas em SSPs foi realizado um ensaio, no qual as parcelas experimentais (1 ha cada) consistiram de consórcios de *Brachiaria decumbens* Stapf. (Braquiária) com *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (Sabiá) e *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricídia), em fileiras duplas. O delineamento experimental foi casualizado em blocos (três repetições), sendo as parcelas mantidas sob lotação contínua e taxa de lotação variável. Coletas de solo de dois anos (2017 e 2018) foram realizadas nas entrelinhas das leguminosas, a 4 e a 8m (0-20 e 20-40cm de profundidade), determinando-se as propriedades físicas (densidade, densidade aparente e granulometria); químicas [pH, fósforo (P), potássio (K⁺), cálcio (Ca⁺²), magnésio (Mg⁺²), sódio (Na⁺), alumínio trocável (Al⁺³) e acidez potencial (H⁺+Al⁺³), estimando a soma de bases trocáveis (SB), capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e potencial, saturação por bases (V) e saturação por Al⁺³ (m)]; e biológicas [fração leve da matéria orgânica (FLMO), respiração basal (RBS) e abundância natural ($\delta^{13}\text{C}$) do CO₂ respirado]. Foram consideradas ainda análises químicas do solo do ano 2013, nas entrelinhas das leguminosas e a 8m delas (0-20cm de profundidade). Houve efeito da profundidade (P<0,05) nas frações areia grossa (44,8 e 42,7%) e silte (15,7 e 17,2%), com médias superiores de 0-20 e 20-40 cm, respectivamente. O pH (5,3; 5,2; 5,1), P (11,3; 7,2; 3,6 mg·dm⁻³), Mg⁺² (2,6; 1,1; 1,5 cmol_c·dm⁻³), K⁺ (0,23; 0,17; 0,12 cmol_c·dm⁻³), SB (5,3; 4,6; 4,6 cmol_c·dm⁻³) e CTC_{efetiva} (5,8; 5,1; 5,0 cmol_c·dm⁻³) sofreram redução (P<0,05), enquanto H⁺+Al⁺³ (4,97; 9,6 e 9,8 cmol_c·dm⁻³) sofreu elevação (P<0,05), respectivamente, aos anos 2013, 2017 e 2018. A RBS sofreu redução (0,21–0,14 mg CO₂·kg solo⁻¹·h⁻¹) em relação à profundidade 0-20 e 20-40 cm, respectivamente. A FLMO apresentou médias superiores em 2017, para Sabiá e Gliricídia (1,64 e 1,50 g·kg⁻¹, respectivamente). A Gliricídia, no 2018, apresentou valor médio inferior (-18,22‰) da $\delta^{13}\text{C}$ -CO₂ respirado, em relação a Sabiá. Sistemas silvipastoris em consórcio com Braquiária, sem adubação de manutenção, mantêm uniformidade nas propriedades físicas do solo, embora ocorra redução na fertilidade independente da leguminosa arbórea utilizada, evidenciado no teor de fósforo e CTC_{efetiva}. Ambos os sistemas contribuem com o sequestro de C.

Palavras-chave: Propriedades físicas químicas e biológicas; Qualidade do solo; Sistema silvipastoril.

Soil attributes in silvopastoral systems integrating tree legumes and Signalgrass

ABSTRACT

Silvopastoral systems (SPS) are strategies that can increase fertility and preserve the physical attributes of the soil, in addition to contributing to the incorporation of organic matter and, consequently, nutrients into the soil. To assess soil fertility cultivated with tree legumes in SPS, in which the experimental plots (1 ha each) consisted of consortia of *Brachiaria decumbens* Stapf. (Signalgrass) with *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (Sabiá) and *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricidia), in double rows. The experimental design was randomized in blocks (three replications), with areas under continuous stocking and variable stocking rate. Two-year soil collections (2017 and 2018) were carried out between the lines of the legumes, at 4 and 8 m (0-20 and 20-40 cm deep), determining physical properties (density, apparent density and particle size); chemicals [pH, phosphorus (P), potassium (K⁺), calcium (Ca⁺²), magnesium (Mg⁺²), sodium (Na⁺), exchangeable aluminum (Al⁺³) and potential acidity (H⁺+Al⁺³), estimating the exchangeable bases sum (EBS), effective and potential cation exchange capacity (CEC), base saturation (V) and Al⁺³ saturation (m)]; and biological [organic matter light fraction (OMLF), basal respiration (SBR) and natural abundance ($\delta^{13}\text{C}$) of the breathed CO₂]. Chemical analyzes of the soil of the year 2013 were also considered, between the lines of the legumes and 8 m from them (0-20 cm deep). There was an effect of depth (P < 0.05) in the coarse sand (44.8 and 42.7%) and silt (15.7 and 17.2%) fractions, with higher averages of 0-20 and 20-40 cm, respectively. The pH (5.3; 5.2; 5.1), P (11.3; 7.2; 3.6 mg·dm⁻³), Mg⁺² (2.6; 1.1; 1.5 cmol_c·dm⁻³), K⁺ (0.23; 0.17; 0.12 cmol_c·dm⁻³), EBS (5.3; 4.6; 4.6 cmol_c·dm⁻³) and CEC_{effective} (5.8; 5.1; 5.0 cmol_c·dm⁻³) were reduced (P < 0.05), while H⁺+Al⁺³ (4.97; 9.6; 9.8 cmol_c·dm⁻³) underwent elevation (P < 0.05), respectively for the years 2013, 2017 and 2018. The SBR suffered reduction (0.21–0.14 mg CO₂·kg soil⁻¹·h⁻¹) in relation to the depth 0-20 and 20-40 cm, respectively. The OMLF presented higher averages in 2017, for Sabiá and Gliricidia (1.64 and 1.50 g·kg⁻¹, respectively). In 2018, Gliricidia presented a lower mean value (-18.22 ‰) for $\delta^{13}\text{C}$ -CO₂ breathed, compared to Sabiá. Silvopastoral systems intercropped with Signalgrass, without maintenance fertilization, maintain uniformity in the physical properties of the soil, although there is a reduction in fertility regardless of the tree legume used, evidenced in the content of phosphorus and CEC_{effective}. Both systems contribute to the sequestration of C.

Keywords: Physical chemical and biological properties; Silvopastoral system; Soil quality.

INTRODUÇÃO

O solo é considerado um sistema complexo e fundamental para o funcionamento dos ecossistemas terrestres (GARCÍA; RAMÍREZ; SÁNCHEZ, 2012; MANJAIAH et al., 2017; TERRA et al., 2019), porém, algumas atividades pecuárias contribuem para o esgotamento da sua capacidade produtiva, levando muitas áreas de pastagens à degradação (SANTANA et al., 2016).

Os sistemas agroflorestais vêm sendo considerados como alternativas para reduzir a degradação de pastagens (DOLLINGER; JOSE, 2018), e se caracterizam por integrar cultivos intencionais de espécies arbóreas e herbáceas, com ou sem a presença de animais, em combinações interativas, que podem oferecer uma variedade de benefícios e serviços, tanto para o meio ambiente como para a produção final do sistema produtivo (NAIR et al., 2010; NAIR, 2011; WATANABE et al., 2016). Estes tipo de sistemas são considerados prioritários dentro das estratégias agropecuárias preconizadas pelo plano de Agricultura de Baixo Carbono do Governo Federal (OLIVEIRA; GONTIJO NETO; NOBRE, 2018). Os sistemas silvipastoris, como prática agroflorestal, oferecem considerável diversidade de serviços ecossistêmicos que apontam para o aumento da eficiência do uso da terra, sobretudo quando utilizadas leguminosas arbóreas (PACIULLO et al., 2011; DUBEUX JR. et al., 2019; JOSÉ; WALTER; MOHAN KUMAR, 2019; PHILLIPP, 2019). Dentre estes serviços, merecem destaque a fixação biológica de nitrogênio, a sombra e o suprimento de forragem para ruminantes, produção de madeira comercializável, incremento de renda do produtor e estabilidade do sistema solo-planta (PACIULLO et al., 2011; APOLINÁRIO et al., 2015; LOK; CRESPO; TORRES, 2017; DUBEUX JR. et al., 2019; PHILLIPP, 2019).

A estabilidade do sistema solo-planta é possível a partir de interações biológicas benéficas entre seus componentes (PACIULLO et al., 2011; SHEORAN; PRAKASH; KUMAR, 2017), considerando, principalmente, o incremento da entrada de nitrogênio e maior disponibilidade de nutrientes no sistema, resultante da decomposição da serapilheira produzida pelas árvores (NAIR, 2011; DOLLINGER; JOSE, 2018). Entretanto, a extensão da copa das árvores, a deposição e a qualidade da serapilheira necessitam serem bem avaliadas, pois são características que poderão afetar os diferentes indicadores da qualidade do solo (MAHECHA; ANGULO, 2012; ALFARO; DUBE; ZAGAL, 2018).

Doran e Zeiss (2000) definem a “saúde” do solo como a capacidade que tem de funcionar como um sistema vital, dentro dos limites do ecossistema e do uso da terra, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e promover a “saúde” de plantas e animais, ou seja, refere-se, principalmente, à sustentabilidade deste componente do agroecossistema (DORAN; ZEISS, 2000; DOLLINGER; JOSE, 2018). Porém, a sustentabilidade é consequência da dinâmica na qualidade do solo, a qual pode sofrer alteração em curto prazo, de acordo com as práticas de uso e manejo, sendo necessária a implementação de práticas sustentáveis ao longo do tempo (NAVARRETE et al., 2011; GARCÍA; RAMÍREZ; SÁNCHEZ, 2012).

Na exploração da qualidade do solo são considerados indicadores de natureza física, química e biológica (NAVARRETE et al., 2011; GARCÍA; RAMÍREZ; SÁNCHEZ, 2012). Estes indicadores são dinâmicos e interativos, apresentando ampla variabilidade de atributos que limitam o uso de valores padrão na sua caracterização, como consequência da variedade de ecossistemas existentes (DORAN; ZEISS, 2000; NAVARRETE et al., 2011).

A qualidade física do solo considera as propriedades estruturais e hídricas, as quais podem afetar o crescimento aéreo e de raízes das plantas (LIMA et al., 2014; SOUZA, 2016), entre elas, textura, agregação, densidade do solo e de partículas, porosidade, resistência mecânica e capacidade de armazenamento de água (GARCÍA; RAMÍREZ; SÁNCHEZ, 2012; GUBIANI; REICHERT; REINERT, 2013; VINHAL-FREITAS et al., 2017).

As propriedades químicas estão relacionadas com a disponibilidade de água e nutrientes, tanto para plantas, como para os microrganismos do solo. Algumas das mais utilizadas são o pH, teor de minerais, capacidade de troca de cátions, alterações nos teores de matéria orgânica e nitrogênio mineralizável (NAVARRETE et al., 2011; GARCÍA; RAMÍREZ; SÁNCHEZ, 2012).

Entre as propriedades biológicas, os processos microbianos possuem fundamental importância para a produtividade e sustentabilidade dos sistemas (SANTOS et al., 2014), estando altamente relacionadas à decomposição da matéria orgânica derivada de resíduos vegetais e animais, bem como à sua reciclagem (NAVARRETE et al., 2011). A respiração basal do solo, biomassa microbiana e teores de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana são as variáveis mais valiosas na interpretação da dinâmica da matéria

orgânica e nos processos de transformação de resíduos orgânicos (CARVALHO et al., 2010; GARCÍA; RAMÍREZ; SÁNCHEZ, 2012; SANTOS et al., 2014; ALFARO; DUBE; ZAGAL, 2018).

As espécies de leguminosas *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Gliricídia) e *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (Sabiá) são importantes opções locais para a produção animal na região Nordeste do Brasil. Ambas as espécies são tolerantes à seca, fixadoras de nitrogênio, bastante persistentes, além de, se consumidas, elevarem os teores de proteína bruta da dieta dos animais (MELLO et al., 2014; APOLINÁRIO et al., 2015). Nos últimos anos vêm sendo avaliados sistemas silvipastoris que integram estas leguminosas com a gramínea *Brachiaria decumbens* Stapf. (Braquiária) na Zona da Mata de Pernambuco, envolvendo avaliações relativas a produção de biomassa e composição química de ambas as espécies, deposição, qualidade e decomposição da serapilheira, bem como desempenho animal nos diferentes sistemas (MELLO et al., 2014; APOLINÁRIO et al., 2015, 2016; COSTA et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2018). Entretanto, avaliações da dinâmica do solo em resposta aos tratamentos ainda são incipientes, destacando-se nesse contexto os trabalhos de Silva et al. (2013), Dubeux Jr et al. (2014) e Lima et al. (2018).

Assim, objetivou-se avaliar propriedades físicas, químicas e biológicas do solo em dois sistemas silvipastoris, integrando leguminosas arbóreas com capim Braquiária, bem como suas alterações no tempo em resposta à utilização desses sistemas silvipastoris.

MATERIAL E MÉTODOS

Local, tratamentos e delineamento experimental

O experimento foi conduzido na Estação Experimental de Itambé-PE, pertencente ao Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), localizada nas coordenadas geográficas 7°23'S e 35°10'L, na microrregião fisiográfica Zona da Mata Norte de Pernambuco, a 189 m de altitude, médias pluviométricas > 1.000 mm e 25 °C de temperatura anual média (RIMA, 2014), no período de outubro de 2016 a abril de 2018, com coletas de solo nos anos 2017 e 2018, além da utilização dos resultados de uma análise de solo realizada no ano de 2013. A distribuição da precipitação total mensal para o período de coleta de solo, foi obtida considerando os três anos de análises realizadas (Figura 1).

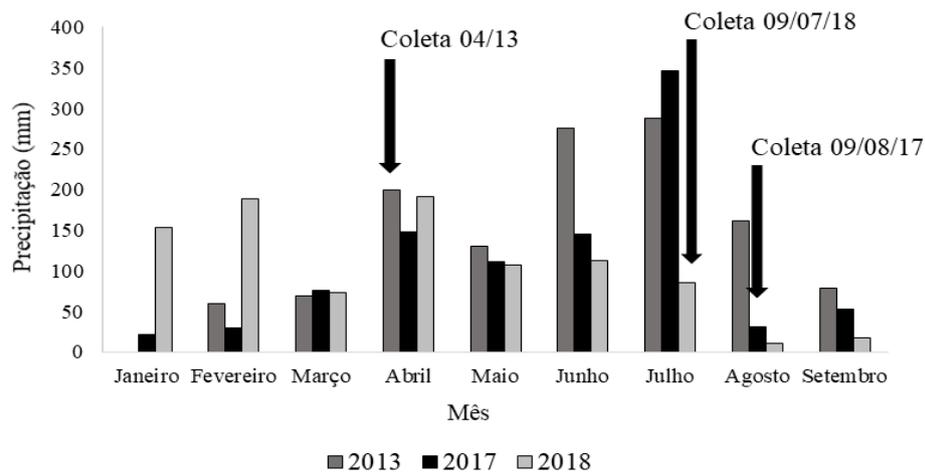


Figura 1. Precipitação mensal (mm) entre os meses de janeiro e setembro, nos anos de coleta do solo, na Estação Experimental de Itambé-PE.

O delineamento experimental foi casualizado em blocos, com três repetições e dois tratamentos experimentais: Braquiária + Gliricídia e Braquiária + Sabiá. A área experimental consistiu de seis parcelas, representadas por piquetes de 1,0 ha cada. As leguminosas foram estabelecidas em 14 filas duplas com espaçamento de 15 x 1 x 0,5 m, com uma população total aproximada de 2.500 plantas·ha⁻¹. Um dos blocos foi estabelecido com capim Braquiária antes de 2011, o qual vinha sendo utilizado no manejo de rotina do rebanho bovino da Estação Experimental, estando diferido por três meses por ocasião do plantio das leguminosas. As áreas dos outros dois blocos estavam em pousio há, aproximadamente, 10 anos, quando sofreu eliminação da vegetação típica de sucessão vegetal pioneira na região. Nestes blocos, a gramínea foi implantada no início de abril/2011, com replantio no final do respectivo mês (final do período seco), quando também foram plantadas as mudas das espécies arbóreas.

As mudas das leguminosas foram produzidas na estação experimental de Itapirema-PE, pertencente ao IPA. As sementes foram inoculadas com estirpes específicas de microrganismos do gênero *Bradyrhizobium*, obtidas junto ao laboratório de microbiologia do solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco e semeadas em sacos plásticos. Nas áreas onde foram estabelecidas as filas duplas, o herbicida N-fosfonometilglicina foi utilizado para controle da vegetação pré-existente, bem como, por ocasião do plantio das espécies arbóreas, foi realizada uma adubação com 100 kg·ha⁻¹ de P₂O₅ e 120 kg·ha⁻¹ de K₂O, de acordo com as recomendações da análise de solo. No período de estabelecimento, as mudas foram controladas por meio de capinas manuais e

as formigas *Atta* spp. (cortadeiras) usando formicida Mirex-S (8 g·m⁻²). O plantio das mudas foi realizado em covas com 20 cm de profundidade, tendo sido transplantadas quando atingiram cerca de 30 cm de altura. Quando as leguminosas atingiram aproximadamente 1,5 m de altura houve a introdução dos animais na área experimental.

As parcelas experimentais foram manejadas sob lotação contínua e taxa de lotação variável (MOTT; LUCAS, 1952), seguindo a recomendação Sollenberger et al. (2005), para o ajuste da lotação em função da relação massa de forragem e peso corporal (PC), objetivando, neste experimento, uma oferta em torno de 3 kg MS forragem verde·kg PC⁻¹, com disponibilidade de bebedouro e saleiro. Os animais utilizados consistiram de bezerros mestiços 5/8 Holandês x Gir, de peso corporal inicial em torno de 200 kg, os quais foram pesados a cada 28 dias, encontrando-se nas parcelas experimentais entre fevereiro/2017 e janeiro/2018, e entre junho e outubro/2018.

Para os dois tratamentos, duas coletas de solo foram realizadas, em outubro de 2017 e de 2018, nas profundidades 0-20 e 20-40 cm. De cada parcela, em ambas as profundidades foram retiradas três amostras (réplicas) em três sítios de amostragem, um entre as fileiras duplas e mais dois outros, um a 4 e outro a 8m das fileiras duplas, perfazendo uma amostra composta (resultante da homogeneização das três réplicas) para cada sítio de amostragem/parcela. Foram realizadas as análises das propriedades físicas densidade do solo, densidade de partículas e proporção das frações areia grossa, areia fina, silte e argila (EMBRAPA, 2017).

Para as propriedades químicas do solo foram considerados três anos de avaliação (2013, 2017 e 2018), com as amostragens ocorrendo em dois sítios de avaliação, entre as linhas de leguminosas e a 8m destas, apenas na profundidade de 0-20 cm. Conforme acondicionadas, foram encaminhadas ao Laboratório de fertilidade do solo da UFRPE (ano 2013) e do IPA (anos 2017 e 2018), para determinação de pH, fósforo (P), potássio (K⁺), cálcio (Ca⁺²), magnésio (Mg⁺²), sódio (Na⁺), alumínio trocável (Al⁺³) e acidez potencial (H⁺+Al⁺³). Posteriormente, foram estimadas soma de bases trocáveis (SB), capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva (SB + Al⁺³) e potencial (SB + H⁺ + Al⁺³), saturação por bases (V) e saturação por Al⁺³ (m) (EMBRAPA, 2017).

A partir das amostras de 2017 e 2018 foram estimadas a umidade gravimétrica (EMBRAPA, 2017) e as propriedades biológicas fração leve da matéria orgânica (MO), respiração basal do solo (RBS) e abundância natural do ¹³C (δ¹³C) do CO₂ respirado. A

fração leve da MO foi estimada a partir da metodologia de fracionamento da MO do solo, proposta por Meijboom; Hassink e Van Noordwijk (1995) e adaptada por Dubeux Jr et al. (2006), enquanto a respiração basal, por meio da emissão de CO₂ das amostras de solo incubadas durante 21 dias, quantificada por titulação (HARRIS; PORTER; PAUL, 1997; SILVA; AZEVEDO; DE-POLLI, 2007), estimada com a equação:

$$RBS = \frac{\{(Vb-Va) \times M \times 6 \times 1000\} / Ps}{T}$$

Em que: RBS (mg C-CO₂·kg solo⁻¹·hora⁻¹) = C da respiração basal do solo; Vb (mL) = volume de HCl utilizado na titulação da solução controle (branco); Va (mL) = volume de HCl utilizado na titulação da amostra; M = Molaridade exata do HCl; Ps (g) = massa do solo seco; T (horas) = tempo de incubação da amostra.

Após titulação, a suspensão foi processada, seguindo a metodologia de Ramnarine et al. (2012) e, posteriormente, desidratada em estufa de circulação forçada de ar (65±2 °C) até peso constante, para armazenamento e posterior envio para a University of Florida, para estimativa do C e abundância natural do CO₂ evoluído (δ¹³C-CO₂), estimado de acordo com Unkovich et al. (2008) e Fry (2006), conforme equação:

$$\text{Atom}\% \text{ } ^{13}\text{C} = \left(\frac{\delta^{13}\text{C} \times 1,1056}{1000} \right) + 1,1056$$

Análises estatísticas

Análises de variância utilizando o procedimento Proc Mixed do SAS (software SAS University Edition) foram realizadas para as variáveis descritas, utilizando-se o teste de Tukey, quando o teste F foi significativo (P<0,05).

Para as propriedades físicas do solo, foram considerados como fatores fixos os tratamentos, profundidade de coleta e sítios de amostragem (0, 4, e 8 m) e, como fatores aleatórios, os anos de coleta (2017 e 2018) e os blocos. Nas propriedades químicas e biológicas foram considerados como fatores fixos os tratamentos, sítios de amostragem e anos de coleta, com procedimento em medidas repetidas nas variáveis químicas e, como fator aleatório, os blocos. As variáveis UG, fração leve da MO, RBS, e δ¹³C-CO₂ foram analisadas seguindo a distribuição de fatores das propriedades físicas do solo, exceto pelo fator ano, que foi considerado como fator fixo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Propriedades físicas

Das propriedades físicas avaliadas, as variáveis densidade do solo, densidade de partículas, areia fina e argila não sofreram efeito ($P>0,05$) do tratamento, profundidade, nem sítio de amostragem, enquanto foi observado efeito da profundidade do solo sobre as variáveis areia grossa e silte ($P<0,05$; Tabela 1).

Tabela 1. Propriedades físicas do solo em sistemas silvipastoris com capim Braquiária; Itambé-PE.

Fator	Ds	Dp	AG	AF	Silte	Argila
	g·cm ⁻³		%			
Tratamento (T)						
Gliricídia+Braquiária	1,32 A	2,52 A	43,4 A	16,6 A	16,6 A	23,3 A
Sabiá+Braquiária	1,34 A	2,53 A	44,0 A	18,1 A	16,2 A	21,7 A
Erro padrão	0,07	0,01	2,1	0,9	1,0	0,7
Valor-P	0,1105	0,3513	0,7769	0,2692	0,7338	0,0677
Profundidade (P)						
0-20	1,33 A	2,53 A	44,8 A	17,4 A	15,7 B	22,1 A
20-40	1,33 A	2,52 A	42,7 B	17,2 A	17,2 A	22,9 A
Erro padrão	0,07	0,01	2,0	0,7	1,0	0,6
Valor-P	0,0871	0,2267	0,0030	0,5431	0,0039	0,0879
Distância (m)						
0	1,33 A	2,52 A	43,2 A	17,2 A	16,6 A	22,4 A
4	1,33 A	2,52 A	44,0 A	17,7 A	15,9 A	22,0 A
8	1,33 A	2,53 A	44,1 A	17,2 A	16,8 A	22,1 A
Erro padrão	0,07	0,01	2,0	0,7	0,9	0,6
Valor-P	0,8570	0,6412	0,4865	0,4361	0,5781	0,1470

Ds: densidade do solo; Dp: densidade de partículas; AG (0,2-2 mm): areia grossa; AF (0,05-0,2 mm): areia fina; Silte (0,002-0,05 mm); Argila (<0,002 mm). Letras iguais e maiúsculas na coluna para cada fator não diferem significativamente ($P>0,05$). Interações não foram significativas ($P>0,05$) nas variáveis descritas.

A densidade do solo apresentou valores constantes entre 1,32–1,34 g·cm⁻³ (Tabela 1), caracterizando os solos como não compactados, de acordo com os valores referenciais propostos por Reinert et al. (2008). Estes autores sugerem que solos com teor de argila entre 20–55% são considerados compactados quando apresentam densidades do solo acima de 1,55 g·cm⁻³. Contudo, é recomendável verificar características das culturas exploradas, associadas à distribuição do sistema radicular e infiltração de água, como complemento da densidade do solo (TAVARES FILHO, 2016), ou por meio de avaliações da proporção de macroporos, microporos e porosidade total (BRADY; WELL, 2013). Lima et al. (2018) reportaram valores de densidade do solo entre 1,18 e 1,24 g·cm⁻³ em sistemas silvipastoris com arranjo semelhante ao do presente estudo, após quatro anos de implantados com Gliricídia e Sabiá, em consórcio com Braquiária. Segundo

Santana et al. (2016), a densidade do solo é um dos indicadores físicos de qualidade mais sensível às interferências do uso e manejo.

Os valores de densidade de partículas obtidos também demonstraram uniformidade entre tratamentos e profundidade do solo ($P > 0,05$), com médias em torno de $2,5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, sendo que valores entre $2,5 - 2,6 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ caracterizam solos com predominância dos minerais quartzos e feldspatos (BRADY; WELL, 2013; TAVARES FILHO, 2016). Esta variável é considerada estável por considerar apenas a fração sólida do solo, sendo reduzida ($< 1,4 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$), principalmente em decorrência de altos teores de matéria orgânica (LOURENTE et al., 2011; BRADY; WELL, 2013; TAVARES FILHO, 2016).

As frações areia grossa e silte apresentaram médias superiores ($P < 0,05$) na camada de 0-20 e 20-40 cm, respectivamente, porém, ambas com maior proporção da fração areia, em relação às frações finas do solo (Tabela 1). Para a profundidade 0–20 cm se registraram 62% de areia e 60% entre 20–40 cm, caracterizando, em ambas as profundidades, solos de textura franco-argilo-arenosa. Solos com predominância de areia apresentam menor atividade microbiana e estoque de carbono que solos mais argilosos Vinhal-Freitas et al. (2017), além da probabilidade destes solos apresentarem baixa porosidade, capacidade de retenção de água e nutrientes, além de elevada resistência a alterações no pH (TAVARES FILHO, 2016).

Propriedades químicas

Não foi observado efeito ($P > 0,05$) de tratamento nas propriedades químicas do solo, enquanto houve efeitos ($P < 0,05$) do ano de avaliação para pH, P, Na^+ , $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ e $\text{CTC}_{\text{potencial}}$ (Tabelas 2A e 2B), da interação tratamento x sítio de amostragem para $\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$, SB e m ($P < 0,05$), da interação ano x sítio de amostragem para K^+ ($P < 0,05$) e da interação tripla ano x tratamento x sítio de amostragem para Mg^{+2} e V ($P > 0,05$; Tabelas 2A e 2B, respectivamente).

Houve redução dos valores de pH entre 2013 e 2018 (Tabela 2A), caracterizando a acidificação do solo (SOBRAL et al., 2015). Este resultado pode-se associar à redução, com o passar dos anos ($P < 0,05$), dos valores de Mg^{+2} , K^+ , SB e $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$. Solos com acidez elevada, geralmente apresentam baixa concentração de bases, elevado Al^{+3} e elevada fixação do P nos coloides do solo (BALBINOT et al., 2010; RONQUIM, 2010). Segundo Delbem et al. (2011), o aumento da acidez do solo pode estar relacionado à

atividade de bactérias nitrificantes, uma vez que, ao oxidarem as diferentes formas de N amoniacal, liberam NO_3^- e H^+ .

Tabela 2A. Propriedades químicas do solo em sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária; Itambé-PE.

Fator	pH (água, 1: 2,5)	P mg·dm ⁻³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺
			cmol _c ·dm ⁻³			
Ano (A)						
2013	5,31 A	11,29 A	2,47 A	2,60 A	0,05 B	0,23 A
2017	5,23 AB	7,21 B	3,05 A	1,12 C	0,17 A	0,17 AB
2018	5,08 B	3,64 C	2,89 A	1,51 B	0,04 B	0,12 B
Erro padrão	0,05	0,07	0,29	0,08	0,09	0,06
Valor-P	0,0061	<0,0001	0,1864	<0,0001	<0,0001	0,0122
Tratamento (T)						
Gliricídia+Braquiária	5,27 A	6,12 A	3,08 A	1,83 A	0,07 A	0,21 A
Sabiá+Braquiária	5,14 A	7,26 A	2,53 A	1,65 A	0,06 A	0,14 A
Erro padrão	0,05	0,07	0,33	0,07	0,10	0,06
Valor-P	0,1239	0,4993	0,3070	0,1527	0,5981	0,1038
Distância (D, m)						
0	5,17 A	6,55 A	2,66 A	1,75 A	0,06 A	0,19 A
8	5,24 A	6,79 A	2,95 A	1,74 A	0,08 A	0,15 A
Erro padrão	0,04	0,06	0,26	0,07	0,11	0,05
Valor-P	0,2074	0,8010	0,2563	0,9219	0,4982	0,1857
A x D						
Erro padrão	0,06	0,08	0,35	0,10	0,12	0,11
Valor-P	0,0974	0,1084	0,8288	0,3055	0,8966	0,0493
A x T x D						
Erro padrão	0,09	0,11	0,50	0,15	0,16	0,11
Valor-P	0,4229	0,6171	0,4893	0,0017	0,4609	0,3893

P: fósforo (Mehlich-I); Ca⁺²: cálcio; Mg⁺²: magnésio; Na⁺: sódio; K⁺: potássio. Letras iguais e maiúsculas na coluna não diferem significativamente (P>0,05). Outras interações não foram significativas (P>0,05) nas variáveis descritas.

Os valores de P no solo também sofreram redução com o decorrer do tempo de avaliação (P<0,05), sendo considerados como teores médios nos anos 2013 e 2017 e, como baixos, em 2018. Esta classificação, proposta por Sobral et al. (2015), varia em função do teor de argila, quando entre 15-35% de argila, os valores de P são considerados baixos, médios e adequados, quando apresentarem médias <7,7-15 e > 15 mg·dm⁻³, respectivamente. Esta diminuição indica a necessidade da reposição deste elemento, sendo que, as formas inorgânicas disponíveis (H_2PO_4^- ; HPO_4^{2-}) a partir do processo de mineralização podem ser retidas na superfície dos minerais ou reagir com outros elementos químicos em solução (principalmente Fe^{+2} e Al^{+3} para o pH obtido), limitando

o P disponível na solução do solo (CERÓN; ARISTIZÁBAL, 2012; NAVARRO; NAVARRO, 2013; TAPIA-TORRES; GARCÍA-OLIVA, 2013). A disponibilidade e absorção deste elemento estimula o crescimento radicular das culturas e o perfilhamento da gramínea, aumentando a área do solo explorada pela vegetação e permitindo maior absorção de outros nutrientes e, por sua vez, permitindo maior crescimento de plantas, formação de sementes e maturação das culturas (CERÓN; ARISTIZÁBAL, 2012; DUBEUX JR et al., 2014).

Tabela 2B. Propriedades químicas do solo em sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária, Itambé-PE.

Fator	Al ³⁺	H ⁺ +Al ³⁺	SB	CTC _{efetiva}	CTC _{potencial}	V	m
	cmol _c ·dm ⁻³					%	
Ano (A)							
2013	0,46 A	4,97 B	5,35 A	5,81 A	10,31 B	52,89 A	8,22 A
2017	0,46 A	9,60 A	4,61 B	5,07 B	14,21 A	32,22 B	9,87 A
2018	0,47 A	9,80 A	4,58 B	5,04 B	14,38 A	32,18 B	9,88 A
Erro padrão	0,08	0,44	0,33	0,29	0,51	2,10	1,70
Valor-P	0,9987	<0,0001	0,0446	0,0404	<0,0001	<0,0001	0,6061
Tratamento (T)							
Glicíndia+Braquiária	0,37 A	7,49 A	5,26 A	5,62 A	12,74 A	42,96 A	7,11 A
Sabiá+Braquiária	0,56 A	8,75 A	4,43 A	4,99 A	13,18 A	35,23 A	11,54 A
Erro padrão	0,09	0,56	0,40	0,33	0,63	2,60	2,00
Valor-P	0,1968	0,1842	0,2175	0,2508	0,6464	0,1027	0,1977
Distância (D, m)							
0	0,53 A	8,45 A	4,71 A	5,23 A	13,16 A	37,46 B	10,49 A
8	0,40 A	7,80 B	4,98 A	5,39 A	12,77 A	40,73 A	8,15 A
Erro padrão	0,07	0,41	0,31	0,26	0,48	2,00	1,60
Valor-P	0,0966	0,0216	0,2904	0,5455	0,3013	0,0440	0,1300
T x D							
Erro padrão	0,10	0,54	0,46	0,37	0,68	2,80	2,20
Valor-P	0,065	0,0438	0,0240	0,0666	0,8775	0,0008	0,0393
A x T x D							
Erro padrão	0,10	0,68	0,55	0,39	0,90	3,40	3,00
Valor-P	0,2464	0,0510	0,1975	0,3802	0,5867	0,0039	0,2358

Al³⁺: alumínio; H⁺+Al³⁺: acidez potencial; SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; V: saturação por bases; m: saturação de Al³⁺. Letras iguais e maiúsculas na coluna não diferem significativamente (P>0,05). Outras interações não foram significativas (P>0,05) nas variáveis descritas.

Ao longo do período de avaliação, os valores médios de Ca⁺², Mg⁺², K⁺ e Na⁺ podem ser classificados entre os níveis médio (Ca⁺² e Na⁺) e alto (Mg⁺² e K⁺), segundo a classificação proposta por Sobral et al. (2015). Embora os valores de Na⁺ tenha apresentado oscilação ao longo do período de avaliação (Tabela 2A), o percentual de

sódio trocável permaneceu durante todo o período amostrado inferior a 6%, indicando ausência de risco pelo excesso deste elemento. Estas bases em níveis adequados favorecem à absorção e retenção de água nas células e tecidos, reduzindo a transpiração e regulando o fechamento e a abertura dos estômatos e o acúmulo de CO₂ (K⁺ e Na⁺), o alongamento celular, permeabilidade e estabilidade da membrana celular e suporte da planta (Ca⁺²) e o processo fotossintético pela ligação com a clorofila (Mg⁺²) (ARIAS, 2012; NAVARRO; NAVARRO, 2013; TAIZ et al., 2017).

Na interação ano de avaliação x tratamento x sítio de amostragem (P<0,05), os valores de Mg⁺² foram superiores no ano 2013, em ambos os tratamentos e sítios de amostragem (Figura 2). Esta resposta pode ter relação com o menor requerimento das árvores do sistema, por possuírem menor idade (dois anos), possibilitando uma maior concentração de Mg⁺² a partir dos componentes arbóreos depositados.

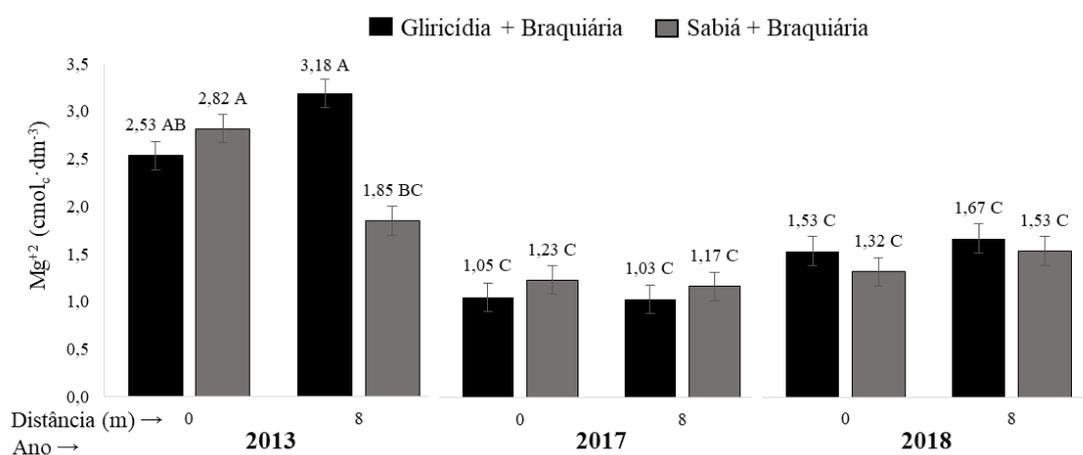


Figura 2. Interação ano de avaliação x tratamento x sítio de amostragem para Mg⁺² do solo, em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE. Letras iguais não diferem significativamente (P>0,05).

Nas avaliações de 2017 e 2018, os valores médios de Mg⁺² foram inferiores, sem efeito dos fatores tratamento e sítio de amostragem (P>0,05; Figura 2). Contudo, mantiveram níveis altos de fertilidade (SOBRAL et al., 2015). Esta redução observada entre 2013 e 2017, pode estar relacionada ao incremento dos requerimentos de árvores entre 6–7 anos, com possível esgotamento no tempo do elemento no solo. Adicionalmente, a redução do pH (Tabela 2A) promove a lixiviação de alguns elementos, dentre eles o Mg⁺² (DELBEM et al., 2011; ÁLVAREZ; FERNÁNDEZ-FALCÓN; HERNÁNDEZ, 2012; NAVARRO; NAVARRO, 2013). Alguns autores afirmam que o

Mg⁺² é um dos elementos absorvidos em menor quantidade pelas plantas, podendo encontrar maiores concentrações na solução do solo (BALBINOT et al., 2010; ARIAS, 2012).

Os valores de K⁺ sofreram efeito da interação ano de avaliação x sítio de amostragem (P<0,05; Figura 3), com médias superiores no ano 2013, independente do sítio de coleta e, em 2017, apenas entre as fileiras duplas das leguminosas. A redução entre os anos 2013–2017 também se pode associar ao requerimento das árvores em função da idade. Segundo Dick e Schumacher (2019), uma maior remoção de K⁺ e Mg⁺² do solo é possível, consequência do maior acúmulo destes elementos na madeira, componente com maior prioridade de alocação de biomassa em árvores a partir de 4 anos de idade. Árvores mais jovens possuem superior demanda de nutrientes nas folhas e galhos (VIERA; SCHUMACHER; KLEINPAUL, 2013).

O valor superior nas entrelinhas de leguminosas no 2017, em relação à faixa da Braquiária do mesmo ano, e às médias no 2018 (Figura 3), provavelmente está associado a presença dos animais durante a avaliação do ano 2017, sendo que segundo Lima et al. (2016), o K⁺ contido nas fezes pode apresentar maior taxa de liberação à solução do solo no processo de decomposição, em relação a outros elementos. Adicionalmente, segundo Dubeux Jr et al. (2014), pode existir maior deposição de fezes dos ruminantes sob a copa, em virtude da concentração de animais que procuram sombra.

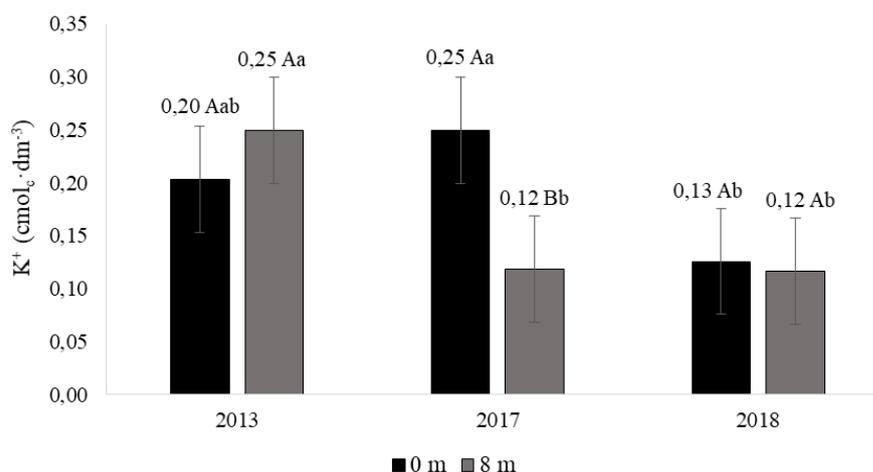


Figura 3. Interação ano de avaliação x sítio de amostragem para K⁺ do solo, em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.

Letras iguais, minúsculas no fator ano de avaliação e maiúsculas no sítio de amostragem não diferem significativamente (P>0,05).

O K^+ é um elemento presente no solo em diferentes formas (trocáveis, não trocáveis e solúveis) e em constante equilíbrio dinâmico, de forma que, qualquer alteração no teor deste elemento em qualquer das formas (absorção ou lixiviação), altera as demais formas presentes no solo (MEDEIROS et al., 2014). Como exemplo desse processo foi observada redução da concentração no ano de 2018 (Figura 3), sem diferenças entre os sítios de amostragem ($P>0,05$), embora mantendo o nível de fertilidade média para este elemento (SOBRAL et al., 2015).

Foi observado efeito da interação tratamento x sítio de amostragem, no tratamento com Sabiá, nos valores de acidez potencial ($H^+ + Al^{+3}$) e SB no solo (Figura 4), enquanto no tratamento com Gliricídia os valores de acidez potencial e soma de bases foram superiores e inferiores, respectivamente, entre as fileiras duplas.

O incremento da acidez potencial sob a copa da Gliricídia, provavelmente é associada à liberação de íons H^+ pelas raízes, para manter o equilíbrio de cargas, quando a planta absorve cátions produtos da decomposição da serapilheira (MORÁN et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2015; BATTISTI et al., 2018), visto que o Al^{+3} permaneceu estável através das avaliações (Tabela 2B). Na faixa da Braquiária, a liberação de íons H^+ deve ter ocorrido numa taxa inferior, devido, principalmente, à menor quantidade e qualidade da serapilheira (SILVA et al., 2013; DUBEUX JR et al., 2014). Sob a copa da Sabiá, possivelmente, a maior deposição de serapilheira (SILVA et al., 2013; APOLINÁRIO et al., 2016) e em consequência seu acúmulo (FREIRE et al., 2010), somado a maior concentração de elementos recalcitrantes como lignina (Capítulo 1, Tabela 6) e taninos, reportando entre 57,1-124 $g \cdot kg^{-1}$ MS (AZEVEDO et al., 2017; PEREIRA et al., 2018), provavelmente limitaram a mineralização da MO e, em consequência, a liberação de íons H^+ , não tendo sido observadas diferenças entre sítios de amostragem.

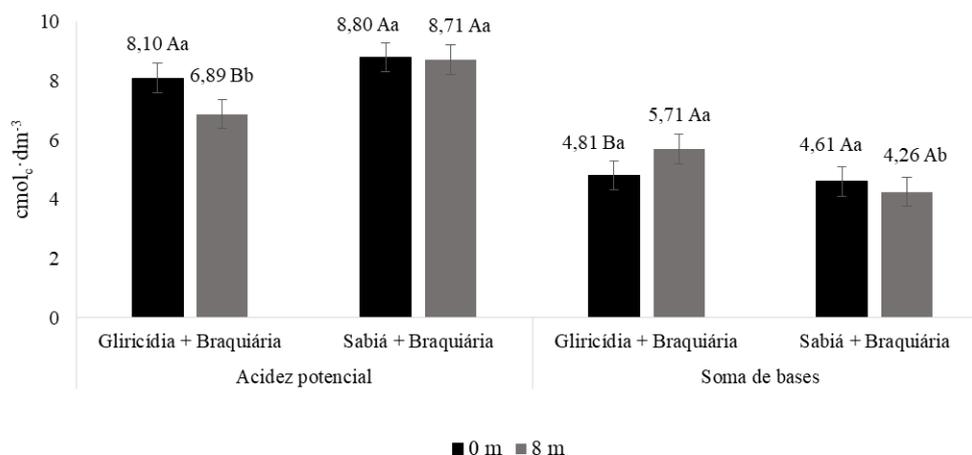


Figura 4. Interação tratamento x sítio de amostragem para acidez potencial e soma de bases do solo, em sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária, Itambé-PE. Letras iguais, minúsculas no fator tratamento e maiúsculas na distância de coleta não diferem significativamente ($P > 0,05$).

Os valores de $CTC_{efetiva}$ sofreram redução entre os anos de 2013 e 2017, o que, provavelmente, estar associado à redução dos teores de Mg^{+2} e K^{+} neste período. Em relação ao Na^{+} , foram observados aumentos ($P < 0,05$), enquanto que não foram observadas diferenças ($P > 0,05$) nas concentrações de Ca^{+2} e Al^{+3} . Contrariamente, os valores de $CTC_{potencial}$ ($SB + H^{+} + Al^{+3}$), neste período, sofreram incrementos ($P < 0,05$). Considerando a redução da $CTC_{efetiva}$ ($SB + Al^{+3}$), evidencia-se a redução da SB e o incremento de cátions potencialmente tóxicos, sobretudo o H^{+} . Estes resultados de redução na fertilidade do solo podem estar relacionados a não reposição externa de nutrientes, via correção e adubação de manutenção, visto que as fileiras duplas só receberam adubação de fundação, em 2011, permanecendo sete anos sem reposição externa de nutrientes.

Foi observada interação ($P < 0,05$) ano de avaliação x tratamento x sítio de amostragem para saturação por bases (Figura 5), com valores superiores no ano de 2013, na faixa da Braquiária consorciada com Gliricídia. Contudo, neste local e entre as fileiras duplas da Sabiá, as médias foram superiores a 50%, que, segundo Ronquim (2010), é o limite acima do qual os solos são caracterizados como férteis ou eutróficos. Já nos anos de 2017 e 2018, todos os valores obtidos permaneceram abaixo dos 50% preconizados pelo referido autor. Estes resultados de maior saturação por bases em 2013, com reduções significativas em 2017 e 2018, como mencionado, devem ser explicados pela ausência de reposição de nutrientes via correção/adubação. Como as árvores ainda se encontravam

com porte baixo/médio em 2013, a extração de nutrientes do solo, provavelmente, foi menor, sofrendo aumento com o crescimento das árvores nos anos posteriores.

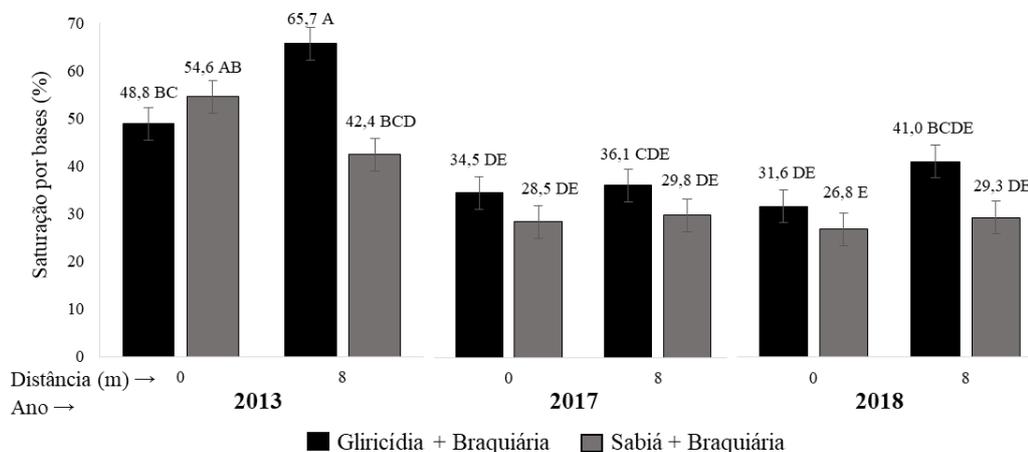


Figura 5. Interação ano de avaliação x tratamento x sítio de amostragem para a saturação por bases do solo, em sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária, Itambé-PE. Letras iguais não diferem significativamente ($P>0,05$).

Os valores observados em 2017 e 2018 (Figura 5) caracterizaram o solo como distrófico ou pouco férteis. Entretanto, não houve evidência de toxicidade pelo Al^{+3} (Tabela 2B), com possível redução de bases consequência da lixiviação e provável incorporação a solução do solo de Mn^{+2} e Fe^{+2} (NAVARRO; NAVARRO, 2013).

Interações tratamento x ano de avaliação ($P<0,05$) também foram observadas para a saturação por Al^{+3} (Figura 6), sendo os valores obtidos inferiores a 30%, indicando ausência de saturação por este elemento (SOBRAL et al., 2015), confirmando o anteriormente descrito. Não foram observadas diferenças entre espécies nas entrelinhas de leguminosas ($P>0,05$), enquanto que no tratamento com Gliricídia, valores inferiores foram observados na faixa da Braquiária ($P<0,05$). Segundo Lu et al. (2014), deposições de resíduos com elevado teor de N favorecem o aumento nas concentrações de Al^{+3} . Diferenças entre tratamentos, também foram observadas neste local, com médias superiores no consorcio da Sabiá ($P<0,05$). Neste contexto, maiores teores de N foliar foram observados na Gliricídia (Capítulo 1, Tabela 6) em relação a Braquiária (Capítulo 1, Tabela 11) dentro do próprio sistema, e entre sistemas, na Braquiária em consórcio com a Sabiá em relação ao consórcio com Gliricídia (Capítulo 1, Tabela 11).

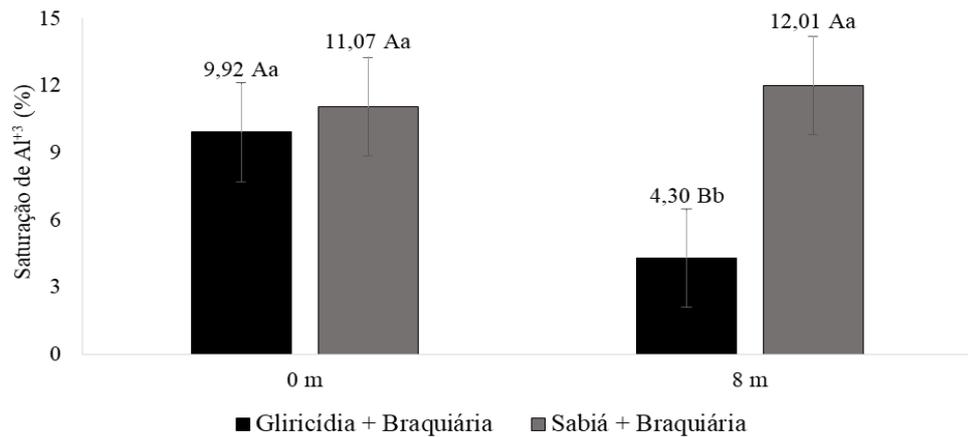


Figura 6. Interação tratamento x sítio de amostragem para saturação de Al^{+3} do solo, em sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária, Itambé-PE.

Letras iguais, minúsculas no fator tratamento e maiúsculas no sítio de amostragem não diferem significativamente ($P > 0,05$).

Propriedades biológicas

Em relação às variáveis associadas à microbiologia do solo (Tabela 3), a RBS sofreu efeito da profundidade de coleta, enquanto a umidade gravimétrica, fração leve da MO e o $\delta^{13}C$ - CO_2 respirado, sofreram efeito da interação ano de avaliação x tratamento.

A umidade gravimétrica (Figura 7) apresentou valores inferiores em 2017, independente do tratamento, bem como na Sabiá, em 2018. Os maiores valores foram obtidos na Gliricídia, em 2018, com 29% de incremento em relação ao ano 2017. Esta variação, provavelmente é associada ao microclima formado na camada superficial do solo, devido à estrutura das leguminosas arbóreas (MAHECHA; ANGULO, 2012), ambiente sombreado, o que favorece a redução da perda de umidade do solo para o ambiente. No ano de 2018, a Gliricídia produziu mais folhas até 1,5 m de altura do que a Sabiá (94,12 vs. 17,41 kg MS·ha⁻¹), favorecendo o sombreamento, redução de temperatura e velocidade do vento sob a copa e, conseqüentemente, a retenção de umidade no solo (PEZZOPANE et al., 2015; LIMA et al., 2018).

Tabela 3. Propriedades biológicas do solo nos sistemas silvipastoris consorciados com capim Braquiária, Itambé-PE.

Fator	UG	FL	RBS	$\delta^{13}\text{C-CO}_2$
	%	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg CO}_2\cdot\text{kg solo}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$	‰
Ano (A)				
2017	12,9 B	1,56 A	0,19 A	-17,0 A
2018	15,2 A	0,92 B	0,16 A	-17,3 A
Erro padrão	0,67	0,08	0,01	0,3
Valor-P	<0,0001	<0,0001	0,0987	0,6185
Tratamento (T)				
Gliricídia+Braquiária	15,9 A	1,16 A	0,17 A	-17,4 A
Sabiá+Braquiária	12,2 B	1,32 A	0,18 A	-16,9 A
Erro padrão	0,93	0,08	0,02	0,4
Valor-P	0,0468	0,2556	0,7310	0,4754
Profundidade (P)				
0-20	13,3 B	1,48 A	0,21 A	-16,9 A
20-40	14,8 A	1,01 B	0,14 B	-17,4 A
Erro padrão	0,67	0,08	0,01	0,4
Valor-P	<0,0001	0,0002	0,0007	0,4005
Distância (D, m)				
0	13,7 A	1,26 A	0,17 A	-17,4 A
4	14,1 A	1,14 A	0,17 A	-16,9 A
8	14,4 A	1,33 A	0,19 A	17,2 A
Erro padrão	0,68	0,09	0,01	0,5
Valor-P	0,0502	0,4228	0,7094	0,8274
A x T				
Erro padrão	0,94	1,5	0,20	0,6
Valor-P	<0,0001	0,0128	0,7607	0,0307

UG: unidade gravimétrica; FL: fração leve da MO; RBS: respiração basal; C: carbono; $\delta^{13}\text{C-CO}_2$: abundância natural do ^{13}C no CO_2 evoluído, Letras iguais e maiúsculas na coluna não diferem significativamente ($P>0,05$). Outras interações não foram significativas ($P>0,05$) nas variáveis descritas.

A fração leve da MO (Figura 8) apresentou valores superiores no ano 2017, independente do tratamento ($P>0,05$), com redução em ambas em 2018, porém o consórcio com a Sabiá apresentou 63% a mais desta fração no solo, em relação à Gliricídia. A quantidade de fração leve no sistema tem sido relacionada à quantidade de serapilheira depositada no solo (SOARES et al., 2017; ALFARO; DUBE; ZAGAL, 2018; LIMA et al., 2018). Apolinário et al. (2016), em área experimental semelhante à do presente estudo, demonstraram superioridade na deposição de serapilheira da Sabiá ($5.395 \text{ kg MS}\cdot\text{ha}^{-1}$), em relação a Gliricídia ($5204 \text{ kg MS}\cdot\text{ha}^{-1}$).

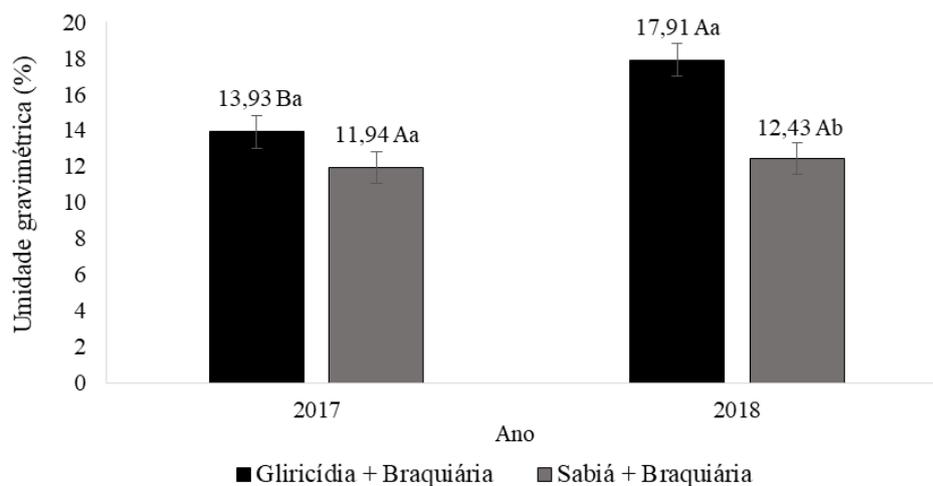


Figura 7. Interação ano de avaliação x tratamento para a umidade gravimétrica do solo, em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.

Letras iguais, minúsculas no fator ano de avaliação e maiúsculas no fator tratamento não diferem significativamente ($P>0,05$).

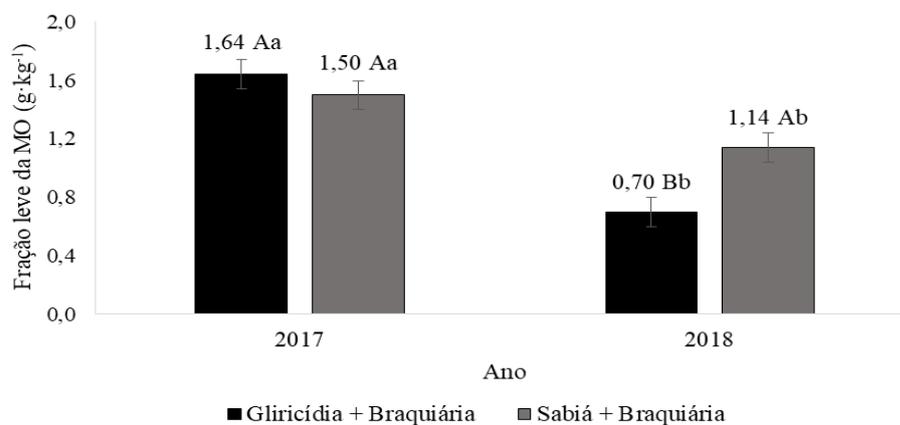


Figura 8. Interação tratamento x ano de avaliação para a fração leve da MO do solo, em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE.

Letras iguais, minúsculas no fator ano de avaliação e maiúsculas no fator tratamento não diferem significativamente ($P>0,05$).

Igualmente, os menores teores dessa fração na Gliricídia em relação a Sabiá no ano 2018 podem ser resultado de uma biomassa microbiana mais eficiente (CORREIA et al., 2015). Contudo, as produções de folhas de ambas as leguminosas foram superiores em 2018, antes da respectiva coleta do solo (Gliricídia: 1829 e 2349 kg MS·ha⁻¹ para 2017 e 2018; Sabiá: 2907 e 5563 kg MS·ha⁻¹, respectivamente), porém as avaliações para o ano 2017 foram realizadas ao final do período chuvoso, período no qual provavelmente houve

maior deposição de serapilheira, conforme observado por Freire et al. (2010) e Apolinário et al. (2015).

A atividade microbiana foi avaliada pela respiração basal, sem diferenças ($P > 0,05$) entre anos de avaliação (Tabela 3). Foi observado efeito da profundidade de coleta, com valores inferiores na camada de 20–40 cm, provavelmente associada à redução dos resíduos de plantas para decompor e menor população microbiana, conforme observado por (CORREIA et al., 2015). Segundo Araújo e Monteiro (2007), a respiração basal diminui com a profundidade do solo e correlaciona-se significativamente com o conteúdo de matéria orgânica, concentrando a atividade biológica nos primeiros 30 cm.

Foram observados valores inferiores para abundância natural do $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ evoluído do solo no consórcio com Gliricídia, no ano de 2018 (Figura 9), evidenciando esgotamento do $\delta^{13}\text{C}$ neste sistema, provavelmente com menor teor de C lábil. Segundo Teixeira et al. (2015), maior teor de C lábil disponível pode induzir à maior atividade microbiana inicial e, através do tempo, tende a obter na sua composição apenas compostos de C mais recalcitrantes.

Neste contexto, no consórcio com Sabiá, em 2018, provavelmente, o processo de decomposição foi limitado pela presença de material recalcitrante, com concentração de C não lábil. A medição isotópica de CO_2 respirado é um método útil para quantificar a produção abiótica de CO_2 a partir de carbonatos, devido à assinatura de $\delta^{13}\text{C}$ exclusiva de carbonatos e matéria orgânica do solo (SANTOS et al., 2013, 2014). Com isso, a $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ respirado no solo pode ser utilizada na identificação ou quantificação do C lábil (RAMNARINE et al., 2012), identificando, assim, o sistema com potencial de incremento na capacidade de dreno biológico de C do CO_2 atmosférico (SANTOS et al., 2013, 2014).

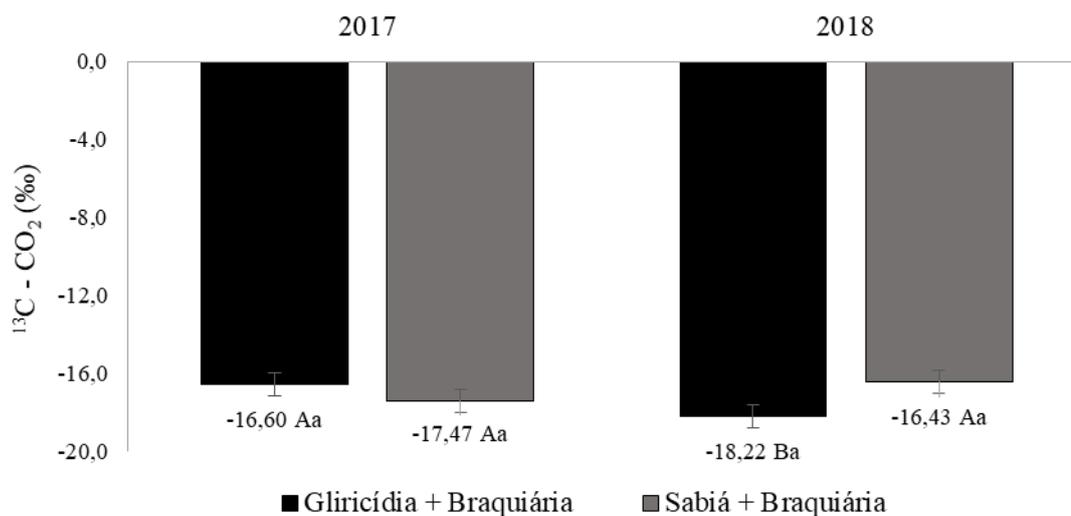


Figura 9. Interação tratamento x ano de avaliação para a $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ evoluído do solo, em sistemas silvipastoris com capim Braquiária, Itambé-PE. Letras minúsculas no fator ano de avaliação e maiúsculas no tratamento não diferem significativamente ($P>0,05$).

CONCLUSÕES

Sistemas silvipastoris integrando leguminosas arbóreas em fileiras duplas com capim Braquiária, sem adubação de manutenção, mantém uniformidade nas propriedades físicas do solo, embora ocorra redução na fertilidade independente da leguminosa arbórea utilizada, evidenciado, sobretudo, no teor de fósforo e $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$.

Ambos os sistemas contribuem com o sequestro de C, porém com diferenças na capacidade de dreno desse elemento da atmosfera.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALFARO, M.; DUBE, F.; ZAGAL, E. Soil quality indicators in an Andisol under different tree covers in disturbed Nothofagus forests. **Chilean Journal of Agricultural Research**, v. 78, n. 1, p. 106–116, 2018.
- ÁLVAREZ, C. E.; FERNÁNDEZ-FALCÓN, M.; HERNÁNDEZ, M. M. Plant nutrition, foliar standards, chlorophyll activity and soil nutrient status of two cultivars of *Leucospermum cordifolium* (Proteaceae). **Ciencia e Investigación Agraria**, v. 39, n. 1, p. 105–116, 2012.
- APOLINÁRIO, V. X. O. et al. Tree legumes provide marketable wood and add nitrogen in warm-climate silvopasture systems. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 5, p. 1915–1921, 2015.
- APOLINÁRIO, V. X. O. et al. Decomposition of arboreal legume fractions in a silvopastoral system. **Crop Science**, v. 56, n. 3, p. 1356–1363, 2016.
- ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 67–75, 2007.
- ARIAS, A. C. **Suelos Tropicales**. 2da. ed. San José, Costa Rica: UENED, 2012.
- AZEVÊDO, T. K. B. et al. Substâncias tânicas presentes em partes da árvore Sabiá (*Mimosa caesalpinifolia* Benth.) em plantio comercial de 5 anos. **Revista Agroecossistemas**, v. 9, n. 2, p. 263–274, 2017.
- BALBINOT, E. et al. Crescimento inicial e fertilidade do solo em plantios puros e consorciados de *Mimosa caesalpinifolia* Benth. **Scientia Forestalis**, v. 38, n. 85, p. 27–37, 2010.
- BATTISTI, L. F. Z. et al. Soil chemical attributes in a high biodiversity silvopastoral system. **Acta Agronomica**, v. 67, n. 4, p. 486–493, 2018.
- BRADY, N. C.; WELL, R. R. **Elementos da Natureza e Propriedades do Solo**. 3ra. ed. Porto Alegre, RS: Bookman Editorial LTDA, 2013.
- CARVALHO, J. L. N. et al. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 277–289, 2010.
- CERÓN, L. E.; ARISTIZÁBAL, F. A. Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. **Revista Colombiana de Biotecnología**, v. XIV, n. 1, p. 285–295, 2012.
- CORREIA, K. G. et al. Atividade microbiana e matéria orgânica leve em áreas de Caatinga de diferentes estágios sucessionais no semiárido paraibano. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 1, p. 196–202, 2015.

COSTA, S. B. M. et al. Livestock performance in warm-climate silvopastures using tree legumes. **Agronomy Journal**, v. 108, n. 5, p. 2026–2035, 2016.

DELBEM, F. C. et al. Fontes e doses de adubação nitrogenada na atividade microbiana e fertilidade do solo cultivado com *Brachiaria brizantha*. **Acta Scientiarum - Agronomy**, v. 33, n. 2, p. 361–367, 2011.

DICK, G.; SCHUMACHER, M. V. Silvicultura de *Acacia mearnsii* no sul do Brasil: Biomassa e nutrientes. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 4, n. 2, p. 97–103, 2019.

DOLLINGER, J.; JOSE, S. Agroforestry for soil health. **Agroforestry Systems**, v. 92, n. 2, p. 213–219, 2018.

DORAN, J. W.; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v. 15, n. June, p. 3–11, 2000.

DUBEUX JR., J. C. B. et al. Management intensity affects density fractions of soil organic matter from grazed bahiagrass swards. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 9, p. 2705–2711, 2006.

DUBEUX JR., J. C. B. et al. Multiple ecosystem services of arboreal legumes. **Legume Perspectives**, n. 17, p. 10–12, 2019.

DUBEUX JR, J. C. B. et al. Soil characteristics under legume and non-legume tree canopies in signalgrass (*Brachiaria decumbens*) pastures. **African Journal of Range & Forage Science**, v. 31, n. 1, p. 37–42, 2014.

EMBRAPA. **Manual de Metodos de Análises de Solo**. 3ra. ed. Brasília, DF.: EMBRAPA, 2017.

FREIRE, J. L. et al. Deposição e composição química de serrapilheira em um bosque de Sabiá. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, n. 8, p. 1650–1658, 2010.

FRY, B. **Stable Isotope Ecology**. New York, NY, USA: Springer, 2006.

GARCÍA, Y.; RAMÍREZ, W.; SÁNCHEZ, S. Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. **Pastos y Forrajes**, v. 35, n. 2, p. 125–138, 2012.

GUBIANI, P. I.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Indicadores hídrico-mecânicos de compactação do solo e crescimento de plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 1, p. 1–10, 2013.

HARRIS, D.; PORTER, L. K.; PAUL, E. A. Continuous flow isotope ratio mass spectrometry of carbon dioxide trapped as strontium carbonate. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 28, n. 9–10, p. 747–757, 1997.

JOSE, S.; WALTER, D.; MOHAN KUMAR, B. Ecological considerations in sustainable silvopasture design and management. **Agroforestry Systems**, v. 93, n. 1, p. 317–331, 2019.

LIMA, H. N. B. et al. Decomposition of cattle dung on grazed signalgrass (*Brachiaria decumbens* Stapf.) pastures in monoculture or intercropped with tree legumes. **African Journal of Range and Forage Science**, v. 33, n. 2, p. 119–126, 2016.

LIMA, H. N. B. et al. Soil attributes of a silvopastoral system in Pernambuco Forest Zone. **Tropical Grasslands-Forrajes Tropicales**, v. 6, n. 1, p. 15–25, 2018.

LIMA, J. R. S. et al. Atributos físico-hídricos de um Latossolo Amarelo cultivado e sob Mata Nativa no Brejo Paraibano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 9, n. 4, p. 599–605, 2014.

LOK, S.; CRESPO, G.; TORRES, V. Influence of forage legumes on the soil-grass system. **Cuban Journal of Agricultural Science**, v. 51, n. 2, p. 261–270, 2017.

LOURENTE, E. R. P. et al. Atributos microbiológicos, químicos e físicos de solo sob diferentes sistemas de manejo e condições de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 41, n. 1, p. 20–28, 2011.

LU, X. et al. Nitrogen deposition contributes to soil acidification in tropical ecosystems. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3790–3801, 2014.

MAHECHA, L.; ANGULO, J. Nutrient management in silvopastoral systems for economically and environmentally sustainable cattle production: A case study from Colombia. In: WHALEN, J. (Ed.). **Soil Fertility Improvement and Integrated Nutrient Management**. A Global Perspective. Canada: IntechOpen, 2012. p. 201–216.

MANJIAH, K. M. et al. Soil organic carbon stocks under different agroforestry systems of North-Eastern regions of India. In: CHANDER, J. et al. (Ed.). **Agroforestry**. First Edit ed. Singapore: Springer, 2017. p. 299–316.

MEDEIROS, J. S. et al. Formas de potássio em solos representativos do estado da Paraíba. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 2, p. 417–426, 2014.

MEIJBOOM, F. W.; HASSINK, J.; VAN NOORDWIJK, M. Density fractionation of soil macroorganic matter using silica suspensions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, n. 8, p. 1109–1111, 1995.

MELLO, A. C. L. et al. Pasture characteristics and animal performance in a silvopastoral system with *Brachiaria decumbens*, *Gliricidia sepium* and *Mimosa caesalpinifolia*. **Tropical Grasslands-Forrajes Tropicales**, v. 2, n. 1, p. 85–87, 2014.

MORÁN, Y. et al. Efecto de la incorporación de hojarasca de especies arbóreas sobre el CO₂, pH y fósforo en un suelo Vitric Haplustand. **Revista de Ciencias Agrícolas**, v. 29, n. 2, p. 16–25, 2012.

MOTT, G. O.; LUCAS, H. I. The desing, conduct, and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. In: Proceedings of the sixth International Grassland Congress, Pennsylvania. **Anais...** Pennsylvania: Pennsylvania State College, 1952.

NAIR, P. K. R. et al. Carbon Sequestration in Agroforestry Systems. In: SPARKS, D. L. (Ed.). **Advances in Agronomy**. USA: Elsevier, 2010. 108p. 237–307.

NAIR, P. K. R. Agroforestry systems and environmental quality: Introduction. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, n. May-June, p. 1–7, 2011.

NAVARRETE, A. et al. Naturaleza y utilidad de los indicadores de calidad del suelo. **ContactoS**, v. Abril-Junio, n. 80, p. 29–37, 2011.

NAVARRO, G.; NAVARRO, S. **Química Agrícola. Química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas**. Madrid, España: Ediciones Mundi Prensa, 2013.

OLIVEIRA, A. M. E. et al. Evaluation and comparison of soil under integrated crop-livestock-forest system in the southeast of Gois, Brazil. **African Journal of Agricultural Research**, v. 10, n. 49, p. 4461–4468, 2015.

OLIVEIRA, I. R.; GONTIJO NETO, M. M.; NOBRE, M. M. Mudanças climáticas e a agricultura de baixa emissão de carbono. In: NOBRE, M. M.; OLIVEIRA, I. R. (Ed.). **Agricultura de baixo carbono: tecnologias e estratégias de implantação**. Brasília, DF.: EMBRAPA, 2018. p. 194.

OLIVEIRA, J. T. C. et al. Methodologies in the evaluation of forage mass in tree legumes. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, n. 1, p. e5500, 2018.

PACIULLO, D. S. C. et al. Performance of dairy heifers in a silvopastoral system. **Livestock Science**, v. 141, n. 2–3, p. 166–172, 2011.

PEREIRA, T. P. et al. Characterization and biological activity of condensed tannins from tropical forage legumes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 9, p. 1070–1077, 2018.

PEZZOPANE, J. R. M. et al. Microclimate and soil moisture in a silvopastoral system in southeastern Brazil. **Bragantia**, v. 74, n. 1, p. 110–119, 2015.

PHILLIPP, D. Leguminous trees for silvopastoral systems. **Legume Perspectives**, n. 17, p. 23–25, 2019.

RAMNARINE, R. et al. Contributions of carbonates to soil CO₂ emissions. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 92, n. 4, p. 599–607, 2012.

REINERT, D. J. et al. Limites críticos de densidade do solo para o crescimento de raízes de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 1805–1816, 2008.

RIMA. Relatório de Impacto Ambiental. **Arco Viário da Região Metropolitana do Recife**, p. 36, 2014. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/rima/rima_arco_recife_skill.pdf>.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 8, p. 26, 2010.

SANTANA, P. H. L. et al. Soil attributes and production of Eucalyptus in monoculture and silvopastoral systems in the north of Minas Gerais, Brazil. **Journal of Agricultural Science and Technology B**, v. 6, n. 6, p. 361–370, 2016.

SANTOS, J. Z. dos et al. Emissão de C-CO₂ em solos de região de clima tropical e subtropical: um ensaio de incubação por longo período. In: XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Florianópolis, SC. **Anais...** Florianópolis, SC: 2013.

SANTOS, J. Z. et al. Emissão de C-CO₂ em solos de região de clima tropical e subtropical: Um ensaio de incubação por longo período. **Synergismus scyentifica**, v. 09, n. 1, p. 1–5, 2014.

SHEORAN, S.; PRAKASH, D.; KUMAR, A. Changes in soil properties and carbon sequestration potential under intensive agriculture and agroforestry. **Journal of Plant Development Sciences**, v. 9, n. 2, p. 59–68, 2017.

SILVA, A. B. et al. Estoque de serapilheira e fertilidade do solo em pastagem degradada de *Brachiaria decumbens* após implantação de leguminosas arbustivas e arbóreas forrageiras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 502–511, 2013.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂). **Comunicado Técnico EMBRAPA**, v. 99, p. 1–4, 2007.

SILVA, F. B. R. et al. **Embrapa Solos**. Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco, v. 35, p. CD-ROM, 2001.

SOARES, E. M. B. et al. Soil organic matter fractions under second-rotation Eucalyptus plantations in Eastern Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, v. 41, n. 1, p. 1–11, 2017.

SOBRAL, L. F. et al. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solo**. Embrapa Tabuleiros Costeiros (Documentos), p. 13, 2015. Disponível em: <www.bdpa.cnptia.embrapa.br>.

SOLLENBERGER, L. E. et al. Reporting forage allowance in grazing experiments. **Crop Science**, v. 45, n. 3, p. 896–900, 2005.

SOUZA, J. M. Propriedades físicas do solo de áreas cultivadas com pastagem e Eucalipto convertidas de área da Floresta Atlântica. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 15, n. 4, p. 487–492, 2016.

TAIZ, L. et al. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. Sexta ed. São Paulo, Brasil: Artmed, 2017.

TAPIA-TORRES, Y.; GARCÍA-OLIVA, F. La disponibilidad del fósforo es producto de la actividad bacteriana en el suelo en ecosistemas oligotróficos: Una revisión crítica. **Terra Latinoamericana**, v. 31, n. 3, p. 231–242, 2013.

TAVARES FILHO, J. Física e Conservação do Solo e Agua Livro eletrônico. Londrina, PR: Eduel, 2016.

TEIXEIRA, R. S. et al. Efeito priming da matéria orgânica do solo pela adição de resíduos de eucalipto e aplicação de diferentes formas de N. In: XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Natal, RN. **Anais...** Natal, RN: 2015.

TERRA, A. B. C. et al. Leguminosas forrageiras na recuperação de pastagens no Brasil. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 42, n. 2, p. 305–313, 2019.

UNKOVICH, M. et al. Measuring plant-associated nitrogen fixation in agricultural systems. **Australia: ACIAR Monograph**, 2008.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; KLEINPAUL, I. S. Estoque de nutrientes em consórcios de *Eucalyptus urograndis*, *Acacia mearnsii* e *Zea mays*. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 317–327, 2013.

VINHAL-FREITAS, I. C. et al. Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. **Ecological Indicators**, v. 74, n. March, p. 182–190, 2017.

WATANABE, R. et al. Physical quality of a Luvisol under agroforestry systems in a Semi-arid Region, Brazil. **Soil Research**, v. 54, n. 4, p. 430–439, 2016.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E IMPLICAÇÕES

Os sistemas silvipastoris de capim Braquiária consorciado com as leguminosas arbóreas Gliricídia e Sabiá, em fileiras duplas, após sete anos de implantação, apresentaram resultados favoráveis, do ponto de vista da possibilidade de se alcançar a sustentabilidade do sistema, porém com potencial de geração de serviços ambientais diferenciados ou complementares. Ambas as espécies apresentam elevada produção de biomassa aérea e elevado conteúdo de N foliar, com potencial de incorporação de nutrientes ao solo, principalmente a partir das folhas com baixas relações C:N e lignina:N. Embora se tenha observado este potencial, foi verificada a necessidade de incorporação complementar de nutrientes em relação ao requerimento das plantas integradas nos sistemas silvipastoris, provavelmente antes dos seis anos após implantação.

O sistema utilizando a Sabiá demonstrou maior potencial de ganhos do ponto de vista ecológico. Os dados obtidos revelam grande potencial de acúmulo de C na biomassa aérea produzida, principalmente nas frações madeiráveis. Uma fração desse C retorna ao solo como biomassa foliar, formando uma MO mais estável, com possível menor liberação de CO₂ para a atmosfera. Adicionalmente, a produção de madeira constitui um benefício econômico interessante, visto que a demanda de estacas e mourões na região é bastante elevada, sendo a madeira da Sabiá uma das mais requisitadas pelos produtores para estes fins.

A Gliricídia, por sua vez, demonstrou maior potencial de benefícios do ponto de vista da melhoria da qualidade da dieta dos animais, ao disponibilizar material forrageiro com menor sazonalidade e elevado teor de N nas frações consumidas pelos mesmo, além da elevada fixação de nitrogênio no solo.

Estas características evidenciam que o tipo de sistema silvipastoril selecionado e os seus respectivos impactos pós-adoção, variam em relação aos componentes que se encontram interagindo. Deste modo, a escolha do sistema silvipastoril deve responder ao propósito do sistema de produção, avaliando, em longo prazo, além do potencial produtivo, ambiental e de bem-estar animal, se os benefícios econômicos a partir da produção florestal, animal ou ambas, superam os custos do investimento no seu estabelecimento.

Neste contexto, nas condições da Mata Norte de Pernambuco, provavelmente seja recomendável avaliar, sistemas florestais explorando a Sabiá como componente arbóreo, visando avaliar o valor comercial do sistema, possibilitando comparar os benefícios ecológicos e económicos, com o sistema silvipastoril baseado nesta leguminosa; ou ainda sistemas integrando o capim Braquiária com as duas leguminosas arbóreas em áreas comuns, visando obter efeitos benéficos complementares para a sustentabilidade do sistema.