

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

Helena Wichineski Trombeta

**RESPOSTA DOS DIPLÓPODES E QUILÓPODES À INTENSIDADE DO
PASTEJO EM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE SOJA E
BOVINO DE CORTE**

Santa Maria, RS
2019

Helena Wichineski Trombeta

**RESPOSTA DOS DIPLÓPODES E QUILÓPODES À INTENSIDADE DO PASTEJO
EM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE SOJA E BOVINO DE CORTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção de grau de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Josemar Seminoti Jacques

Santa Maria, RS
2019

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Wichineski Trombeta, Helena
RESPOSTA DOS DIPLÓPODES E QUILÓPODES À INTENSIDADE DO
PASTEJO EM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE SOJA E
BOVINO DE CORTE / Helena Wichineski Trombeta.- 2019.
64 p.; 30 cm

Orientador: Rodrigo Josemar Seminoti Jacques
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2019

1. Diplopoda 2. Bioindicadores 3. Chilopoda 4.
Intensificação sustentável 5. Pastejo I. Seminoti
Jacques, Rodrigo Josemar II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, HELENA WICHINESKI TROMBETA, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Helena Wichineski Trombeta

**RESPOSTA DOS DIPLÓPODES E QUILÓPODES À INTENSIDADE DO PASTEJO
EM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE SOJA E BOVINO DE CORTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção de grau de **Mestre em Ciência do Solo**.

Aprovado em 30 de agosto de 2019:

Rodrigo Josemar Seminoti Jacques, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Cristian de Sales Dambros, Dr. (UFSM)

Amanda Posselt Martins, Dra. (UFRGS)

Santa Maria, RS
2019

Aos meus pais, Lari e Carmem, meu porto seguro e fonte de motivação, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente à Deus por ter me concedido o dom da vida e ter me dado forças durante todos os percalços do caminho.

Agradeço imensamente aos meus pais Lari e Carmem, os quais sempre apoiaram as minhas decisões, mesmo as mais difíceis. Agradeço pela confiança, pelo amor e pelo apoio. Obrigada por sempre se fazerem presente, mesmo estando longe. Serei eternamente grata, vocês são minha inspiração.

À Universidade Federal de Santa Maria por minha formação profissional. Ao órgão de fomento CNPq pelo financiamento das atividades de pesquisa e concessão da bolsa de mestrado. Ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo e a todos os mestres e profissionais que fazem desse, um dos melhores programas de pós graduação em ciência do solo do país.

Aos colegas do Laboratório de Biologia e Microbiologia do Solo da UFSM, e a professora Zaida Inês Antonioli pela oportunidade de convivência e aprendizado.

Agradeço em especial ao meu orientador, professor Rodrigo, quem me guiou diante deste desafio. Agradeço pela paciência, compreensão e por ser esse exemplo de profissional.

Por fim, agradeço a todos os colegas, mestres e amigos, os quais contribuíram de uma maneira ou de outra durante esta caminhada.

“A natureza é grande nas coisas grandes e grandíssima nas pequeninas.”

Saint-Pierre

RESUMO

RESPOSTA DOS DIPLÓPODES E QUILÓPODES À INTENSIDADE DO PASTEJO EM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE SOJA E BOVINO DE CORTE

AUTORA: Helena Wichineski Trombeta
ORIENTADOR: Rodrigo Josemar Seminoti Jacques

A integração lavoura-pecuária é uma alternativa para intensificar o uso das terras e aumentar a produção sustentável de alimentos. Os diplópodes e quilópodes do solo desempenham funções essenciais ao ecossistema e são bioindicadores da qualidade ambiental. Este estudo avaliou a resposta dos diplópodes e quilópodes do solo ao incremento da intensidade do pastejo em uma integração lavoura-pecuária, cultivada por 13 anos com a sucessão soja-pastagem. O experimento foi conduzido em uma área de 23 hectares, que no inverno é cultivada com *Avena strigosa* + *Lolium multiflorum* para o pastejo contínuo dos bovinos nas alturas de 10, 20, 30 e 40 cm e no verão é cultivada com *Glycine max* para a produção de grãos. Os diplópodes e quilópodes foram coletados em *pitfall traps* por dois anos, em duas amostragens após o pastejo e duas após a colheita da soja. Os diplópodes foram identificados a nível de família e gênero. Um total de 403 quilópodes e 99 diplópodes foram coletados, totalizando quatro datas de coleta. A intensificação do pastejo reduziu a abundância de quilópodes, e a abundância e a riqueza de diplópodes no solo. Nas alturas de pastejo de 30 e 40 cm houve maior riqueza de diplópodes, os quais foram identificados como pertencentes aos gêneros *Catharosoma*, *Leptodesmus* e a família Psoudonannolenidae. A altura de pastejo de 30 cm permite conciliar maior abundância e riqueza de diplópodes e quilópodes no solo com maior produção animal, o que contribui para a sustentabilidade da integração lavoura-pecuária.

Palavras-chave: Diplopoda. Bioindicadores. Chilopoda. Intensificação sustentável. Pastejo.

ABSTRACT

DIPLOPODS AND CHILOPODS RESPONSE TO GRAZING INTENSITY IN INTEGRATED SYSTEM FOR SOYBEAN AND BEEF CATTLE PRODUCTION

AUTHOR: Helena Wichineski Trombeta
ADVISOR: Rodrigo Josemar Seminoti Jacques

Crop-livestock integration is an alternative for intensifying land use and increasing sustainable food production. Millipedes and centipedes of soil perform essential ecosystem functions and are bioindicators of environmental quality. This study evaluated the response of the millipedes and centipedes of the soil to the increase of grazing intensity in a crop-livestock integration, cultivated for 13 years with soybean-pasture succession. The experiment was conducted in an area of 23 hectares, which in winter is cultivated with *Avena strigosa* + *Lolium multiflorum* for continuous grazing of cattle at heights of 10, 20, 30 and 40 cm and in summer is cultivated with *Glycine max* for grain production. Millipedes and centipedes were collected in pitfall traps for two years, in two samples after grazing and two after soybean harvest. Millipedes were identified at family and genus level. A total of 403 centipedes and 99 millipedes were collected, totalling four collection dates. The grazing intensification reduced the abundance of centipedes, and the abundance and richness of millipedes in the soil. In the grazing heights of 30 and 40 cm there was greater richness of millipedes, which were identified as belonging to the genera *Catharosoma*, *Leptodesmus* and the Psoudonannolenidae family. The grazing height of 30 cm allows to reconcile greater abundance and richness of millipedes and centipedes in the soil with higher animal production, which contributes to the sustainability of crop-livestock integration.

Keywords: Diplopoda. Bioindicator. Chilopoda. Sustainable intensification. Grazing.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Representação esquemática das relações entre os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA), bioindicadores e diplópodes e quilópodes do solo.2323

LISTA DE SIGLAS

ILP	Integração lavoura-pecuária
SIPA	Sistema integrado de produção agropecuária
SPD	Sistema de plantio direto
PCA	Principal component analysis

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1. SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA.....	16
2.2. A FAUNA DO SOLO COMO BIOINDICADORA DA QUALIDADE DO AMBIENTE	18
2.3. OS DIPLÓPODES E QUILÓPODES NA ECOLOGIA DO SOLO.....	20
3. HIPÓTESE	24
4. OBJETIVOS.....	25
4.1. OBJETIVO GERAL.....	25
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
5. ARTIGO: HOW DO CENTIPEDES AND MILLIPEDES RESPOND TO GRAZING INTENSITY IN AN INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEM WITH SOYBEAN-PASTURE SUCCESSION?³.....	26
5.1. 1. INTRODUCTION.....	27
5.2. 2. MATERIAL AND METHODS	28
5.2.1. Study site.....	29
5.2.2. SOIL MILLIPEDE AND CENTIPEDE SAMPLING AND IDENTIFICATION	30
5.2.3. . SOIL PROPERTIES	31
5.2.4. STATISTICAL ANALYSIS	32
5.3. RESULTS.....	33
5.3.1. . Abundance of centipedes and millipedes.....	33
5.3.2. Millipede diversity	34
5.4. 4. DISCUSSION	35
5.5. CONCLUSION	39
5.6. Acknowledgements	40
5.7. Declaration of competing interest	40
5.8. References	40
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	58
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59

1. INTRODUÇÃO

Modelos produtivos mais eficientes e que apresentem menos riscos econômicos e ambientais tendem a se tornar cada vez mais frequentes no cenário agrícola. Por isto, os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA) são reconhecidos como alternativas para a intensificação sustentável na produção agrícola e pecuária (CARVALHO, et al., 2014). Eles reúnem diversas qualidades que permitem um ganho de eficiência na produção de alimentos, sem que se utilize mais área, água ou outros insumos. Na região sul do Brasil, um modelo de SIPA que vem sendo adotado com frequência pelos produtores rurais é a integração lavoura-pecuária (ILP), através da produção de grãos no período do verão e bovinos no período de inverno. Esta associação permite maior eficiência no uso do solo, uma vez que muitas destas áreas somente eram utilizadas no inverno para a produção de massa seca para o plantio direto do verão. Dessa forma, as perspectivas para adoção do SIPA, tanto a nível global quanto a nível nacional são promissoras, visto que este sistema apresenta impactos positivos na produtividade e na rentabilidade tanto da produção agrícola quanto pecuária, além de melhoria da qualidade ambiental (SALTON et al., 2014; SILVA et al., 2008).

Entretanto, quando manejado de maneira inadequada o SIPA pode trazer prejuízos ao ambiente (OLIVEIRA et al., 2004). Os principais problemas observados estão relacionados ao excesso de carga animal na pastagem (MARCHÃO et al., 2009). Quando há um número elevado de animais na área, ocorre uma drástica diminuição da biomassa de parte aérea das plantas, o que resulta em compactação, exposição do solo e alteração dos regimes de umidade e temperatura (CECAGNO et al., 2015). Estes efeitos aumentam os riscos de erosão, e de déficits hídricos e nutricionais nas plantas, tendo efeito direto no desenvolvimento radicular das plantas (RAKKAR et al., 2017). Além disso, esta prática pode resultar em prejuízos como a perda da capacidade produtiva, através da degradação das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

Embora o SIPA venha sendo amplamente discutido e diversas pesquisas relacionadas a este sistema tem sido realizado, pouco se conhece sobre a relação entre o SIPA e os propriedades biológicas do solo, especialmente sobre a meso e macrofauna. A fauna do solo realiza diversos serviços ecossistêmicos, como a degradação e a incorporação dos resíduos vegetais, a mobilização e ciclagem dos nutrientes, o aumento do teor de matéria orgânica no solo, a formação dos agregados, a bioturbação, o controle biológico, entre outros (FERREIRA et al., 2007; COYLE et al., 2017). Assim, se o uso e o manejo do solo prejudicarem a fauna do solo, a realização de todos estes serviços estará comprometida. Por isto, o manejo do SIPA deve

buscar também o aumento da abundância e da diversidade da fauna do solo, para que mais serviços ecossistêmicos ocorram e em maior magnitude, melhorando a produtividade agropecuária e a qualidade ambiental.

A fauna do solo é sensível às práticas de manejo, aos impactos ambientais causados pelo Homem e às transformações ocorridas naturalmente no ecossistema, como variações de clima, solo e vegetação (FERREIRO; FU, 2016). Por ser um bioindicador, a fauna do solo apresenta uma resposta mais rápida à variação no ecossistema e é mais sensível para indicar distúrbios, se comparada com as propriedades químicas ou físicas. Por isto, no SIPA a fauna do solo pode ser utilizada estrategicamente para indicar o limite entre a intensificação e a degradação do agroecossistema.

Nesse sentido, foi desenvolvido um projeto de pesquisa nos anos de 2014, 2015 e 2016 com o intuito de conhecer a diversidade e a atividade dos organismos da meso e macrofauna do solo em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária. O SIPA em que foi desenvolvida a pesquisa foi implantado em 2001 e desde então foram obtidos diversos dados sobre a produção de bovinos e de soja, características físicas e químicas do solo, entre outros. Entretanto, poucos estudos haviam considerado a biologia do solo. Por isto, foram avaliados diversos atributos microbiológicos (respiração do solo, atividade de enzimas, conteúdo de carbono, fósforo e nitrogênio na biomassa microbiana e quociente metabólico), além da abundância e diversidade da meso e macrofauna epiedáfica e hemiedáfica.

Entre os organismos da fauna do solo, os miriápodes representam um dos maiores grupos e são responsáveis por diversos serviços ecossistêmicos no ambiente (WILSON; ANDERSON, 2004). Dentre as Classes pertencentes ao Subfilo Myriapoda, a Diplopoda e Chilopoda são as de maior importância, pois se apresentam em maior número e diversidade em comparação às classes dos Symphyla e Pauropoda. Devido a sua grande representatividade, estes organismos desempenham um papel fundamental, principalmente no que se refere a decomposição de resíduos orgânicos (BATTIROLA et al., 2018; FERNANDÉZ et al., 2016), ao controle biológico (LENTEREEN, 2012) e estímulo à atividade microbiana no solo (MASSE et al., 2017).

Os diplópodes e quilópodes apresentam baixa tolerância e alta sensibilidade às mudanças ocorridas no ambiente, apresentando-se como excelentes bioindicadores da qualidade do solo (DIEKÖTTER et al., 2010). O potencial bioindicador dos diplópodes e quilópodes têm sido demonstrado em diversos estudos (MASSE et al., 2017; ZAGATOO et al., 2017; BHADURI et al., 2018; HABASHI; WAEZ-MOUSAVI, 2018; SUÁREZ et al., 2018; BOWIE et al., 2019).

Apesar de sua importância ecológica e capacidade bioindicadora, pouco se sabe sobre o comportamento destes organismos em áreas agrícolas, em especial em sistemas integrados de produção agropecuária. Portanto, este trabalho objetivou conhecer a resposta dos diplópodes e quilópodes do solo ao incremento da intensidade do pastejo em um sistema integrado de produção agropecuária, cultivado com soja no verão e aveia preta + azevém no inverno.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA

Os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA) vêm ganhando cada vez mais espaço no cenário agrícola brasileiro e mundial. Buscando estratégias para alimentar a crescente população, os sistemas integrados surgem como uma alternativa mais sustentável na produção de alimentos (CARVALHO et al., 2018). Os SIPAs têm sido reconhecidos internacionalmente como uma opção para alcançar, de forma concomitante a intensificação da produção com a sustentabilidade ambiental. Além disso, geram maior eficiência econômica, reduzindo riscos e custos de produção, oferecendo maior segurança quanto às flutuações de mercado e às instabilidades climáticas (GARRET et al., 2017).

Segundo Carvalho et al. (2014), o SIPA é planejado para explorar sinergismos e propriedades emergentes, frutos de interações nos compartimentos solo-planta-animal-atmosfera, em áreas que integram produção agrícola e pecuária. Os SIPAs promovem interações ecológicas no espaço e no tempo entre os diferentes componentes (grãos, pastagem e gado) (ASAI et al., 2018), tornando o ecossistema mais eficiente na ciclagem de nutrientes, pois preserva os recursos naturais, melhora a qualidade do solo e gera um aumento da biodiversidade (LEMAIRE et al., 2014).

A integração sinérgica entre os diferentes componentes do SIPA, resultante do seu manejo adequado, proporciona serviços ecossistêmicos que conduzem a uma qualidade do solo superior, viabilizando a melhoria na estrutura, infiltração de água, maior eficiência na ciclagem de nutrientes e sequestro de carbono, além de uma maior biodiversidade (LEMAIRE et al., 2014). Os resultados encontrados por Franzluebbbers et al. (2014) comprovam que sistemas de produção mais complexos e diversificados são superiores a sistemas mais simples no que diz respeito a qualidade do solo, atividade biológica e diversidade da fauna do solo.

O SIPA apresenta um grande potencial para intensificação da produção de forma mais sustentável, entretanto, esse potencial depende do manejo (MORAES, et al. 2014). O planejamento do arranjo dos componentes no tempo e no espaço, as características edafoclimáticas e a combinação de diferentes culturas agrícolas devem ser considerados (CARVALHO, et al. 2014). Quando não conduzidas de maneira sustentável, as práticas agrícolas causam perdas significativas na biodiversidade, do mesmo modo, a perda de biodiversidade pode impactar expressivamente na redução da produtividade agrícola (LANZ et

al., 2018). Sendo assim, o ponto chave no manejo do sistema é definir o quanto o mesmo pode ser intensificado sem prejudicar os demais serviços ecossistêmicos (KUNRATH et al., 2014).

O sucesso de um SIPA que integra lavoura e pecuária está diretamente relacionado com a intensidade de pastejo empregada (CARVALHO et al. 2010). De acordo com Carvalho et al. (2011), em intensidade de pastejo apropriada, o SIPA traz diversos benefícios para o ambiente. A intensidade de pastejo também está relacionada com o resíduo da biomassa remanescente após a fase de pastagem, além de afetar a física, a química e a biologia do solo, os quais são características centrais na produção animal e de grãos (CARVALHO et al. 2010). Deste modo, a definição da intensidade de pastejo a ser utilizada é a principal prática de manejo a ser observada para que o sistema de integração lavoura-pecuária seja mais produtivo e sustentável.

Em um SIPA manejado de maneira adequada, integrando os componentes de produção e conduzindo o sistema de forma sustentável, é possível que diversos benefícios ambientais sejam alcançados. O SIPA pode ser uma importante ferramenta na recuperação de áreas degradadas, aumento da resiliência ecológica, prestação de serviços ecossistêmicos, proteção e conservação dos recursos naturais, além de proporcionar melhorias na qualidade do solo, através do aumento na incorporação de carbono, ciclagem de nutrientes e diversidade biológica (FAO, 2010; FRANZLUEBBERS, 2014; LEMAIRE, 2014).

Por outro lado, quando não são utilizadas práticas de manejo adequadas, o sistema fica suscetível às perdas econômicas e ambientais. O pastejo em excesso pode ocasionar problemas, como a redução da cobertura e aumento da compactação do solo, conseqüentemente afetando a resistência à penetração das raízes e assim, a produtividade vegetal, principalmente das culturas de grãos sucessoras (ASSMAN; PIN., 2008). Do mesmo modo, o pastejo intensivo está diretamente relacionado com menores estoques de carbono no solo (SOUZA et al., 2010), isto porque a redução na cobertura do solo e o menor acúmulo de massa seca acarretam em temperaturas mais altas, o que acelera a atividade microbiana e a decomposição da matéria orgânica (CARVALHO et al., 2018). A produtividade de carne e/ou leite também é afetada pelo pastejo intensivo, pois há uma drástica diminuição na biomassa do pasto, e assim menor ingestão de alimento e menor desempenho no ganho de peso dos animais (TOWNSEND et al., 2012). Sendo assim, é essencial que se utilize uma intensidade adequada de pastejo, tendo em vista que a sustentabilidade e a produtividade do sistema são dependentes deste fator.

2.2. A FAUNA DO SOLO COMO BIOINDICADORA DA QUALIDADE DO AMBIENTE

O solo é um sistema aberto, complexo e dinâmico, que desempenha dentre muitas funções as interações ecológicas responsáveis pela manutenção da vida (KÄMPF; KURI, 2012). O solo é responsável pela prestação de serviços ecossistêmicos de regulação (do clima, através do controle do fluxo de gases de efeito estufa, sequestro de C e água) (LAVELLE et al., 2006), de abastecimento (alimento, vestuário, água, madeira e combustível) e de manutenção (ciclagem de nutrientes, habitat, biodiversidade) (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016). Sendo assim, o solo tem um papel fundamental na prestação de serviços ecossistêmicos.

Para que o solo consiga realizar suas funções adequadamente, é necessário que o mesmo se encontre em condições saudáveis. Entretanto, devido a intensificação do uso do solo, tanto através da agricultura quanto da urbanização, a qualidade do solo vem sendo afetada negativamente (FERREIRO; FU, 2016). Neste sentido, existe uma necessidade crescente de definir limites sustentáveis na produção agrícola, especialmente no que se refere a preservação dos recursos naturais como o solo. A fim de estabelecer estes limites, os índices de qualidade do solo avaliam as diferentes funções do solo, através de atributos químicos, físicos e biológicos (CHAVES et al., 2017).

Os indicadores de qualidade do solo são considerados eficientes quando capazes de proporcionar um alerta antecipado sobre as mudanças no ecossistema ou diagnosticar as causas de um problema ambiental (FERREIRO; FU, 2016). A fim de selecionar os indicadores que proporcionem um monitoramento efetivo e imediato, Dale et al. (2008) selecionaram uma série de critérios, que auxiliam na escolha dos indicadores ecológicos a serem utilizados. Segundo os autores, os indicadores devem ser (i) facilmente medidos, (ii) sensíveis ao estresse do sistema, (iii) responder ao estresse de forma previsível, (iv) ser antecipatórios, (v) prever mudanças que podem ser evitadas através de práticas de manejo, (vi) ser integrativos e (vii) ter resposta conhecida a distúrbios naturais, antropogênicos e ao longo do tempo.

As propriedades químicas e físicas têm sido as principais indicadoras na avaliação da qualidade do solo (FERREIRO; FU, 2016). Entretanto, as propriedades biológicas e bioquímicas do solo tendem a responder de forma mais rápida e eficiente às ações de manejo e perturbações no ambiente (RICHEs et al., 2013). O componente biológico do solo está presente em importantes processos ecológicos, tais como manutenção e ciclagem de nutrientes (YAN et al., 2012), síntese de substâncias húmicas, degradação de xenobióticos, fixação de N (FERREIRO; FU, 2016), bioturbação, degradação de matéria orgânica (SANTORUFO et al.,

2012), formação de agregados e estrutura do solo (BOTINELLI et al., 2015), além de viabilizar que os processos microbiológicos sejam mais eficientes (CARDOSO et al., 2013).

A atividade biológica é diretamente afetada pelo uso e manejo do solo (MAHARJAN et al., 2017) e as funções ecossistêmicas do solo são altamente dependentes da biodiversidade presente no mesmo (MENTA et al., 2018). Por isto, utilizar a fauna do solo como bioindicadora de qualidade é uma abordagem integradora, capaz de refletir mudanças ecológicas no tempo e no espaço.

Souza et al. (2016) afirmam que a intensidade e o grau de interferência das práticas de manejo em sistemas agrícolas têm efeito direto sobre os organismos da fauna do solo. Em sistemas integrados de produção agropecuária, a diversificação da vegetação, juntamente com a inserção de animais no sistema proporcionam condições favoráveis para uma maior abundância e diversidade dos organismos da fauna do solo. Silva et al. (2008) avaliaram os efeitos de diferentes sistemas de manejo sob os organismos da fauna do solo, relatando que após dois anos em sistema integrado de produção agropecuária, há uma recomposição da fauna do solo. O aumento na biodiversidade em áreas de produção agrícola tem inúmeros efeitos benéficos, tanto para a resiliência ambiental do sistema quanto em relação à produtividade, pois a biodiversidade presente no ambiente é correlacionada com a produtividade do mesmo (LEMAIRE et al., 2014; WALL et al., 2015).

Nesse contexto, práticas de manejo que proporcionam maior biodiversidade no solo devem ser estimuladas. Quando o SIPA é aliado ao plantio direto (SPD), é possível observar um aumento na diversidade da fauna do solo, principalmente devido a presença da palhada do SPD (MARCHÃO et al., 2009). Em sistemas convencionais, a fauna do solo é negativamente afetada pela destruição de habitats, exposição a predadores e condições edafoclimáticas desfavoráveis (LAVELLE; SPAIN, 2001). Além disso, os agroecossistemas com plantio direto favorecem a ocorrência de predadores naturais no solo, como os quilópodes (BENITO, 2004). A maior densidade desses artrópodes contribui para o controle de pragas agrícolas, o que pode reduzir o uso de inseticidas em sistemas cultivados. De acordo com Marchão et al. (2009), as áreas com produção contínua de grãos ou de pastagem são as que apresentam menor diversidade e abundância de organismos da fauna do solo, do mesmo modo, comumente são estas áreas que apresentam maiores problemas em relação a pragas, perda na fertilidade e erosão do solo.

2.3. OS DIPLÓPODES E QUILÓPODES NA ECOLOGIA DO SOLO

O Subfilo Miryapoda representa um dos maiores grupos de organismos da fauna do solo (WILSON; ANDERSON, 2004). Dentre as Classes pertencentes a este Subfilo, a Diplopoda e Chilopoda são as de maior importância, pois se apresentam em maior número e diversidade em comparação às classes dos Symphyla e Paupoda. Os diplópodes e quilópodes são importantes componentes da fauna do solo. Eles atuam direta e indiretamente em diversas funções ecossistêmicas, o que afeta propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Esses organismos são encontrados em uma grande variedade de ambientes (GOLOVATCH; KIME 2009) e seu estudo fornece informações sobre a estrutura do habitat, por isto são considerados importantes indicadores de alterações na paisagem.

A Classe Diplopoda é a que possui maior importância para o solo (GOLOVATCH; KIME, 2009). Com cerca de 12.000 espécies registradas e uma estimativa de cerca de 80.000 espécies no planeta, eles representam a terceira maior Classe de artrópodes terrestres, perdendo apenas para Insecta e Arachnida (GOLOVATCH, 2005). São organismos de hábitos alimentares diversos, entretanto, a maioria das espécies são consideradas detritívoras (MINELI; GOLOVATCH, 2001). Os diplópodes costumam ser encontrados em ambientes como o solo e a serapilheira, são considerados cosmopolitas, mas estão especialmente presentes em regiões tropicais. (SILVA et al., 2017). Os diplópodes, também conhecidos como milípedes, são responsáveis pela decomposição de 5-10% dos resíduos orgânicos em ambientes de clima temperado (SMIT; AARDE, 2001) e uma importância ainda maior em locais de clima tropical (BATIROLLA et al., 2009). A comunidade de diplópodes representa um importante componente da fauna do solo, principalmente devido a influência que exerce na decomposição de resíduos orgânicos, afetando a dinâmica do carbono e dos nutrientes no solo (SMIT; AARDE, 2001).

Estes organismos são conhecidos como “*jump-starting*”¹ decompositores pois são responsáveis pelo processo de decomposição inicial dos resíduos orgânicos (MADZARIC et al., 2017). Através da alimentação da serapilheira, os diplópodes tornam a área superficial do resíduo maior, facilitando a decomposição por microrganismos e a mineralização dos nutrientes necessários para o crescimento das plantas (SNYDER; HENDRIX, 2008). De acordo com Toyota & Kaneko (2012) há uma mudança de hábitos alimentares durante o período de vida

¹ “*jump-start*” expressão do inglês que significa iniciar ou melhorar algo rapidamente.

dos diplópodes, sendo que no período inicial de vida eles se alimentam de solo e, posteriormente, em fase adulta passam a se alimentar de resíduos orgânicos. Estes processos contribuem na mineralização e mobilização de nutrientes, além de afetar os atributos químicos e físicos do solo.

As fezes geradas pelos diplópodes também podem contribuir na estruturação do solo, além disso, quando frescas, são prováveis *hotspots*² de atividade microbiana (SNYDER; HENDRIX, 2008). O estudo realizado por Dangerfield & Milner (1996) sugere que a decomposição dos pellets fecais de diplópodes pelos microrganismos é consideravelmente maior do que a decomposição direta dos resíduos orgânicos. Isto porque segundo McBrayer (1973), o tamanho das partículas nos pellets fecais chega a ser 600% menor do que as partículas dos resíduos de serapilheira, o que facilita o trabalho dos microrganismos na mineralização dos nutrientes.

Smit & Aarde (2001) apontam que os processos de decomposição de resíduos têm ligação direta com a composição e riqueza de espécies dos diplópodes, apresentando efeitos específicos na liberação de nutrientes no solo. De acordo com os autores, as maiores densidades de diplópodes no solo refletem numa liberação acelerada de nutrientes como N, P, K e Mg. Do mesmo modo, Silva et al. (2017) relataram que o aumento na densidade de diplópodes no solo resultou em um aumento significativo na quantidade de N, além de que o P disponível é conservado em situações onde há maiores densidades desses organismos. Neste contexto, é possível afirmar que quanto maior a diversidade e abundância de diplópodes no solo, maior será a liberação e ciclagem de diferentes nutrientes no sistema.

Os Chilopodas, também conhecidos como centípedes, representam a segunda classe mais importante do subfilo Myriapoda. Estes organismos são predadores que habitam o solo e estão presentes nos mais diversos ambientes (EDGEcombe; GIRIBET, 2007). Durante o dia os centípedes costumam ficar sob a palhada, embaixo de pedras e no subsolo, enquanto que no período da noite eles saem para predação de artrópodes menores. Os centípedes podem apresentar de 14 a 177 pares de pernas, o que faz com que eles se movimentem rapidamente pelo solo. Apresentam um par de antenas longas e um par de patas modificadas na forma de forcípulas, que possuem glândulas venenosas. Os centípedes imobilizam suas presas injetando veneno através destas glândulas (EDGEcombe; GIRIBET, 2007).

Por serem predadores de artrópodes menores, os centípedes desempenham um papel fundamental na ecologia do solo (BERG; HEMERIK, 2004), influenciando nas comunidades

² Os *hotspots* microbianos são pequenas porções de solo onde os processos microbianos ocorrem mais rapidamente do que o normal por um curto período de tempo.

de meso e macroinvertebrados (TRUCCHI et al., 2009). Apesar de serem menos diversos do que os diplópodes, eles são extremamente sensíveis às mudanças no ambiente. Sendo assim, a composição e a estrutura das comunidades de quilópodes podem servir como ferramentas na caracterização de ambientes naturais e/ou que sofreram ações antrópicas. Elie et al. (2018) observaram que os quilópodes são diretamente afetados pela perda de matéria orgânica no solo, de modo que um ano após o início do experimento, a espécie de quilópodes avaliada desapareceu do sistema, evidenciando seu uso como bioindicadores de distúrbios da MO no solo. Assim como os diplópodes, os quilópodes têm sido utilizados em diversos estudos na avaliação de impactos na qualidade do solo (BERG; HEMERIK, 2004; TRUCCHI et al., 2009; PAOLETTI et al., 2010; SCHREINER et al., 2012; LÉSNIIEWSKA; LÉSNIIEWSKI, 2016; ZAGATTO et al., 2017).

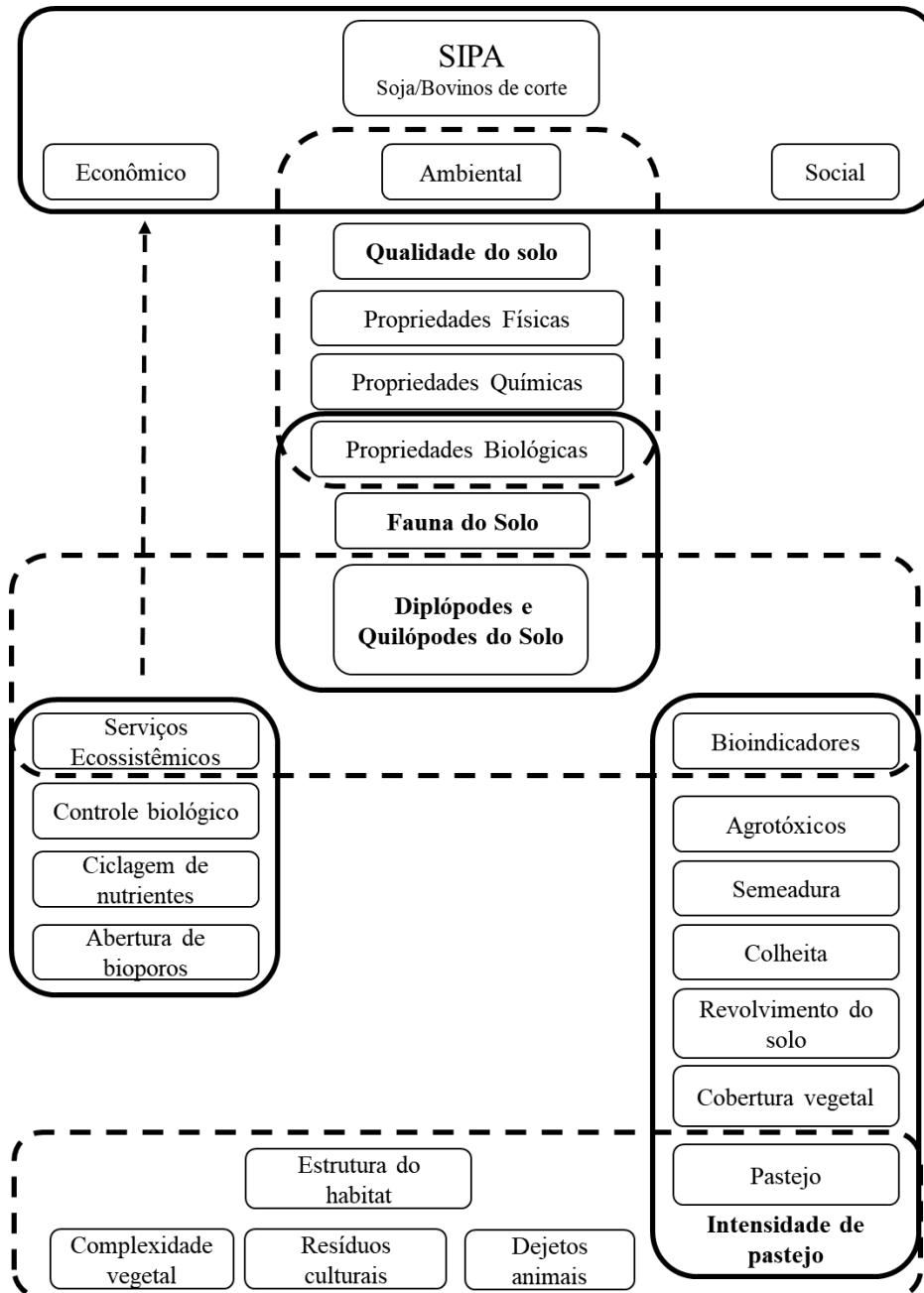
A diversidade e abundância dos diplópodes e quilópodes varia bastante em sistemas cultivados, mas os sistemas mais complexos e de manejo conservacionista são os que apresentam melhor desempenho. Os diplópodes e quilópodes se encontram em maior diversidade e abundância quando práticas conservacionistas como o plantio direto são adotadas (SILVA et al., 2008; MARCHÃO et al., 2009). O tipo de manejo agrícola empregado além de afetar a composição da comunidade de miriápodes no solo, também afeta as funções ecossistêmicas desempenhadas por esses organismos. Quando manejado através de meios sustentáveis, os miriápodes são afetados positivamente, e portanto há um efeito direto sobre a decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e atividade biológica do solo (STASIOV et al., 2014).

Os sistemas agrícolas e as práticas de manejo podem alterar as comunidades de diplópodes e quilópodes no solo, através da disponibilidade de abrigo e alimento (LÓPEZ et al., 2015). A intensificação do pastejo altera o microhabitat dos organismos do solo, de modo que a fragmentação e a dispersão da serapilheira reduzem a diversidade da fauna do solo e aumenta a seleção de espécies (DENNIS et al., 2015). Os diplópodes fazem parte do grupo dos primeiros organismos a agir na decomposição da matéria orgânica, o que significa também que estes são os primeiros elementos da fauna do solo atingidos quando há algum tipo de alteração na paisagem.

Outros dados também demonstram uma alta abundância e diversidade desses organismos em sistemas integrados de produção agropecuária (ZAGATTO et al., 2017) e de plantio direto (SILVA et al., 2008). Porém, os estudos envolvendo os miriápodes em agroecossistemas, especialmente na integração lavoura-pecuária, ainda são raros. Desta forma,

ainda há uma grande demanda de conhecimento sobre seu comportamento, a forma que eles são afetados pelas práticas de manejo e como utilizá-los na determinação da qualidade do solo.

Figura 1 - Representação esquemática das relações entre os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA), bioindicadores e diplópodes e quilópodes do solo.



Fonte: Adaptado de Freiberg (2017)

3. HIPÓTESE

Devido ao crescimento da população mundial e a redução de áreas agricultáveis, a intensificação da agricultura em áreas já utilizadas tem se tornado um imperativo. Porém, as práticas agrícolas intensivas modificam a paisagem e podem reduzir a resiliência das áreas alteradas (LIMA et al., 2017), desafiando a sustentabilidade dos agroecossistemas. O uso e o manejo do solo resultam em alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas, com destaque para a diversidade dos organismos da fauna do solo. A perda da biodiversidade do solo prejudica o funcionamento dos agroecossistemas, de modo que os serviços ecossistêmicos prestados pela biologia do solo ocorrerão em menor escala ou deixarão de ocorrer. Portanto, um desafio da agricultura atual é conciliar a intensificação produtiva com a sustentabilidade.

Desse modo, existe a necessidade de se estabelecer limites sustentáveis para a prática agrícola. A avaliação dos componentes biológicos do solo através dos bioindicadores permite que se conheça a estrutura e o comportamento da fauna do solo, o que viabiliza a identificação de problemas e opções de gestão dos sistemas produtivos. Por serem importantes componentes da fauna do solo e por desempenharem funções vitais na ecologia deste ambiente, os diplópodes e quilópodes se apresentam como potenciais indicadores de alterações em sistemas de produção agrícola. Dessa forma, justifica-se a realização deste estudo, que testou a seguinte hipótese:

“As diferentes intensidades de pastejo em um SIPA com sucessão soja-pastagem, modificam o solo, a vegetação e a deposição de resíduos na superfície, o que resulta em alterações na abundância e diversidade das comunidades de diplópodes e quilópodes.”

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a resposta dos diplópodes e quilópodes do solo ao incremento da intensidade do pastejo em um sistema integrado de produção agropecuária, cultivado com soja no verão e aveia preta + azevém no inverno.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Conhecer a influência do aumento da intensidade do pastejo de bovinos na densidade e a diversidade de diplópodes e quilópodes de um SIPA, cultivado com soja no verão e aveia preta + azevém para o pastejo dos bovinos no inverno;
2. Identificar diplópodes e quilópodes que possam ser empregados como bioindicadores na avaliação das condições ecológicas do solo em sistemas integrados de produção agropecuária.

5. ARTIGO: HOW DO CENTIPEDES AND MILLIPEDES RESPOND TO GRAZING INTENSITY IN AN INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEM WITH SOYBEAN-PASTURE SUCCESSION?³

ABSTRACT

Centipedes and millipedes promote important ecosystem functions, especially biological control and organic residues degradation. However, the intensification of land use in agricultural areas can reduce the abundance and diversity of these organisms. To understand the effect of grazing intensification on communities of centipedes and millipedes, we sampled these organisms in a long-term integrated crop-livestock system (ICLS) experiment cultivated for 13 years with soybean (*Glycine max*) in the summer and a mixture of black oat (*Avena strigosa*) + Italian ryegrass (*Lolium multiflorum*) grazed by beef cattle in the winter. Treatments consisted of different grazing intensities defined by sward heights of 10, 20, 30, and 40 cm under continuous stocking method, and no grazing control treatment. We used monoliths to collect centipedes and millipedes in the 0-10 cm and 10-20 cm soil layers, and pitfall traps to collect specimens on soil surface. Samplings were conducted for two years at two distinct moments of the ICLS: immediately after cattle removal from the pasture in 2014 and 2015 (post-grazing), and after soybean harvest in 2015 and 2016 (post-soybean). To evaluate the diversity of millipedes, was performed an extra sampling with pitfall traps in 2018 (post-grazing). Total of 498 centipedes and 217 millipedes were collected with the two methods. We observed a greater abundance of both centipedes and millipedes in the post-grazing environment and at lower grazing intensities in the 0-10 cm soil layer, which is probably due to the greater availability of pasture biomass. No significant effects of sward height were observed on centipede and millipede abundance in the 10-20 cm soil layer or in samples from the pitfall traps. We showed that the increase in sward height benefits the abundance of centipedes and millipedes in the 0-10 cm of soil layer. We also report the occurrence of millipedes of genera *Catharosoma* Silvestri, 1897, *Leptodesmus* De Saussure, 1859 and *Pseudonannolene* Silvestri, 1895 in the integrated crop-livestock system, and *Rhinocricus* Karsch, 1881 and *Catharosoma* in the no grazing pastures. Finally, grazing sward heights of 30 cm allow for the reconciliation of soil centipedes and millipedes communities abundance and diversity with animal production intensification, contributing to the environmental sustainability of the ICLS. +

Keywords: Diplopoda, Chilopoda, Myriapoda, agriculture, sustainable intensification.

³ Artigo elaborado de acordo com normas de formatação para submissão à Journal: Applied Soil Ecology. Manuscript Number: APSOIL-D-23-00661

5.1. 1. INTRODUCTION

Integrated crop-livestock systems (ICLS) can be an alternative to increase sustainable food production in a global scenario of reduced arable land (Peterson et al., 2020). ICLS that combine agriculture cycles for grain production with cattle grazing and are well managed may result in higher plant and animal productivity (Kunrath et al., 2020), greater input- and land-use efficiency (Farias et al., 2020), and improve soil quality (Cecagno et al., 2016; de Faccio Carvalho et al., 2018). On the other hand, the excess animal load in the pasture cycle reduces the residues of cover crops, increases soil compaction, alters soil moisture and temperature regimes, and reduces soil physical, chemical, and biological quality (Bartz et al., 2014; Maharjan et al., 2017; Rakkar et al., 2017).

The intensification of soil use may lead to a reduction in the abundance, diversity, and activity of edaphic organisms (Liu et al., 2017) and to the loss of ecosystem services that are fundamental to environmental quality, which may increase the dependence on external inputs to maintain plant and animal production (de Faccio Carvalho et al., 2021). Thus, although ICLS are expected to produce more food per unit area, the design and management of these systems must be carefully executed to promote synergistic interactions among its components instead of an over-intensification, which may lead to environmental degradation (de Faccio Carvalho et al., 2018; Schut et al., 2021).

Due to its ecological importance and its high sensitivity to environmental disturbances, soil fauna may be used to indicate the limit between land-use intensification and environmental degradation. Among soil fauna organisms, the Subphylum Myriapoda represents one of the largest groups and plays essential roles in soil and environment (Wilson and Anderson, 2004). Classes Diplopoda (millipedes) and Chilopoda

(centipedes) are usually present in greater number and diversity in agricultural areas compared to Classes Symphyla and Pauropoda (Minelli and Golovatch, 2017). Millipedes act in the decomposition of organic waste, nutrient cycling (Fernández et al., 2016; Battirola et al., 2018), and in the stimulation of microbial activity (Snyder; Hendrix, 2008). The centipedes are predators and have a fundamental role in biological control (van Lenteren, 2012). Centipedes and millipedes also have low tolerance and high sensitivity to changes in the environment, which makes them excellent bioindicators of soil quality (Snyder and Hendrix, 2008; Diekötter et al., 2010; Zagatto et al., 2017; Bhaduri et al., 2018; Suárez et al., 2018).

Despite their importance, there is still a need to know the biodiversity and behavior of Myriapoda communities in agricultural areas, and in integrated crop-livestock systems. Compared to other edaphic fauna groups, there are few studies about these organisms, especially in Latin American conditions. Therefore, we aimed to evaluate the response of soil centipedes and millipedes to grazing intensity in an integrated crop-livestock system cultivated for 13 years with soybeans, in summer, and a mix of black oat + Italian ryegrass cover crops grazed by beef cattle, in winter. We predict that the intensification of land use (heavier grazing intensities, or lower sward heights) has a negative effect on the abundance of centipedes and millipedes. We expect that lower grazing intensities (or higher sward heights) benefit the abundance and diversity of these organisms, either by the greater offer of cover crops residues that benefit the millipedes, or by the presence of other soil fauna organisms that are part of the food chain of the centipedes.

5.2. 2. MATERIAL AND METHODS

5.2.1. Study site

The study was carried out as part of a long-term integrated crop-livestock system (ICLS) experiment established in 2001 at the Espinilho Farm, in the municipality of in a long-term São Miguel das Missões, Rio Grande do Sul State, Brazil (28° 56' 14.00"S, 54° 20' 50.61" W, 465 m a.s.l.). The experimental site is characterized by a slightly undulated topography and the soil is classified as Oxisol (Rhodic Hapludox, Soil Survey Staff 1999). The climate is humid subtropical (Cfa, Köppen classification system) with an average annual precipitation of 1850 mm well distributed throughout the seasons, and an average annual temperature of 19°C (Schuster et al., 2019).

The area was covered by native grassland and used for extensive beef cattle production for decades. In 1993, the native grassland was converted to no-till soybean (*Glycine max* L.) cropland succeeded by black oats (*Avena strigosa* Schreb.) for soil cover and seed production in the winter. In 2001, 22 ha started being managed as an ICLS with annual rotation of soybean production, in summer (November to April), and beef cattle production on mixed black oats + Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.) pastures, in winter (May to October) (Kunrath et al., 2014). Each year, soybean was sown after the animals were removed from the experimental site. The pasture species were established immediately after soybean harvest. Black oats were drill-seeded at 60 kg ha⁻¹ and 35 kg ha⁻¹ seeding rates in 2014 and 2015, respectively. Italian ryegrass resulted from previous-year self-seeding (volunteer plants) plus supplementary broadcast seeding at 30 kg ha⁻¹ and 25 kg ha⁻¹ seeding rates in 2014 and 2015, respectively (Kunrath et al., 2020).

The experimental design was a randomized complete block with three replicates. The treatments consisted of four grazing intensities, totaling 12 paddocks ranging from 0.8 to 3.6 ha. Grazing intensities were defined by average sward heights in winter: 10 cm, 20 cm, 30 cm, and 40 cm. Two 0.1 ha control plots (without grazing) were allocated

among the blocks. The grazed paddocks were managed under continuous stocking with variable stocking rate: three tester animals (crossbred Angus × Nelore steers) with initial body weight of ~200 kg remained in the paddocks over the entire stocking period and put-and-take animals (Mott and Lucas, 1952) were used to adjust the observed sward height to their nominal targets. The average sward height of each paddock was obtained by periodically measuring 100 random points with a sward stick (Barthram, 1985). For more details of this experiment, see Kunrath et al. (2020).

5.2.2. SOIL MILLIPEDE AND CENTIPEDE SAMPLING AND IDENTIFICATION

The abundance and diversity of centipedes and millipedes in the ICLS was assessed at four sampling dates. Two samplings were performed immediately after cattle removal from the area (“post-grazing”; November 05–11, 2014 and November 1–7, 2015), and two samplings were performed immediately after soybean harvest (“post-soybean”; April 29– May 06, 2015 and May 06–13, 2016). The collecting points were allocated in a grid of 60 m × 36 m in the center of each grazed paddock. The grid consisted of three 60 m transects spaced 18 m apart. Three collection points were allocated in each transect, totaling nine collection points per paddock. The collections were performed at the same sites over the four sampling dates, determined by RTK GPS (1-cm accuracy, HiperPro, Topcon, Singapore). The study was carried out according to the Authorization for Activities with a Scientific Purpose number 4345-6 (SISBIO) issued by the Ministry of the Environment of Brazil.

The hemiepipiedaphic centipedes and millipedes were collected by using soil monoliths (25 x 25 x 20 cm), according to the standard Tropical Soil Biology and Fertility Programme (TSBF) sampling protocol (Anderson and Ingram, 1993). The soil was

collected in two layers (0-10 cm and 10-20 cm), placed into a plastic bag, and the macroarthropods were manually collected in the laboratory. Following the same sampling design of TSBF, we also sampled epiedaphic centipedes and millipedes with pitfall traps (9 cm Ø x 20 cm, with cover) containing 500 mL of 70% ethyl alcohol (v/v). In each sampling date, the traps remained in the field for 7 days. To collect adult millipedes for taxonomic determination, we performed an extra sampling with the same grid (in grazed paddocks - 10, 20, 30, and 40 cm; and in control paddocks – without grazing), and the pitfall traps remained for thirty days in the field (from May 04 – June 04, 2018). All organisms were preserved in 80% ethyl alcohol solution. Centipedes' taxa were not determined but the millipedes were identified at the level of order, family, and genus at the Laboratory of Diversity and Systematics of the University of Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), Brazil.

5.2.3. . SOIL PROPERTIES

Soil samples (0-10 cm layer) were collected to evaluate the relationship between soil chemical and physical properties and myriapods abundance and diversity. The sampling was performed after grazing (November 2014) and after soybean harvest (April 2015), at the same nine collection points per paddock. The determined physical properties were soil total porosity, macroporosity and microporosity on tension table (Donagema et al., 2011); bulk density, using the volumetric ring method (Blake and Hartge, 1986); and gravimetric humidity, by drying the soil in an oven at 105 °C to constant weight. The determined chemical properties were organic matter, pH (water 1: 1); P and K (Mehlich-1), Ca, Mg and Al (KCl 1 mol L⁻¹), and soil moisture (Donagema et al., 2011). We also collected the residual forage shoot at the end of the stocking period (“post-grazing”) and litter following soybean harvest (“post-soybean”). The samples were collected using a

metallic square (25 x 15 cm), at three points per paddock, and oven-dried at 65°C until reaching constant mass for the determination of biomass.

5.2.4. STATISTICAL ANALYSIS

All statistical analyses were performed in R version 4.1.1 (R Core Team, 2021). The effect of grazing intensity (sward heights of 10, 20, 30 and 40 cm) on the abundance of centipedes and millipedes were tested using generalized linear models with a Poisson distribution. With this model, we analyzed the effect of the environment, comparing the post-grazing and post-soybean. For this analysis, we considered the total abundance per paddock, in which the nine sampling points per paddock were summed and considered a single point. Therefore, we obtained 48 sampling points, 24 points for the environment post-grazing and 24 for post-soybean. The coefficient of determination (R^2) of the fitted models was calculated based on the likelihood-ratio test, using the 'r.squaredLR' function of the *MuMIn* package (Barton, 2020). The Shannon diversity index was calculated using the *BiodiversityR* package to estimate the diversity of millipedes in the different grazing intensities (Kindt and Coe, 2005).

Redundancy analysis (RDA) was performed to analyze the relationship between the abundance of centipedes and millipedes with environmental variables (Oksanen et al., 2020). Before the RDA analysis, chemical, physical, and land cover variables were selected according to a PCA analysis, and the collinearity (variables with correlation >0.8 were excluded). Data on macroporosity, microporosity, total porosity, bulk density, phosphorus, potassium, pH, organic matter, soil moisture, and plant dry mass (shoots and litter) were log-transformed, and the abundance data was transformed according to Legendre and Gallagher (2001). To assess the significance of the model, we performed an ANOVA-like permutation test.

5.3. RESULTS

5.3.1. . Abundance of centipedes and millipedes

The data obtained from soil monoliths showed a significant response of centipedes and millipedes to grazing intensification and to the environment (post-grazing vs. post-soybean) in the 0-10 cm soil layer (Table 1; Fig. 1a and 1c). For centipedes, we collected 481 individuals, 282 of which in the 0-10 cm soil layer and 199 in the 10-20 cm soil layer. In the 0-10 cm soil layer, we observed greater abundance (56%) in the post-grazing environment (56%; $p < 0.001$) and in the sward height of 40 cm (35.8%; $p < 0.05$) (Fig. 1a). In the 10-20 cm soil layer, we did not observe a significant effect of grazing intensity or the environment, although 53.7% of centipedes were found in the post-soybean environment and 31.2% in the sward height of 30 cm (Fig. 1b).

For millipedes, we collected 194 organisms, 155 of which in the 0-10 cm soil layer and 39 individuals in the 10-20 cm soil layer. We also observed greater abundance (63.2%) in the post-grazing environment (< 0.001) and in the sward height (< 0.01) of 40 cm (60.0%) in the 0-10 cm soil layer (Fig. 1c). A similar behavior of centipedes occurred with millipedes in the 10-20 cm soil layer, with 64.1% of millipedes being collected in the post-soybean environment and 35.9% in the sward height of 30 cm, despite the lack of statistical difference (Fig. 1d). In the pitfall trap samplings, we collected only 17 centipedes (64.7% post-soybean) and 23 millipedes (56.5% post-soybean). In this method of sampling, no significant responses to grazing intensification and environment were observed (Table 1, Fig. 1e and 1f).

The redundancy analysis (RDA) showed that the environmental variables explained a lower proportion of the total variation in the abundance of centipedes and

millipedes in the 0-10 cm layer, in both post-grazing and post-soybean environments (Fig. 2). In the post-grazing (Fig. 2a), the environmental variables explained 16.64% of the total variation, mainly driven by the forage residual biomass (Dm) that explained 8.13% of the total variation ($F = 4.9577$, $p = 0.007$) being associated with the millipede abundance. Organic matter (Om) explained 3.85% ($F = 2.2444$, $p = 0.11$) and potassium 3.99% ($F = 2.314$, $p = 0.112$). However, the fitted model of RDA for the selected variables showed no statistical significance ($F = 1.4256$, $p = 0.106$). In the post-soybean environment (Fig. 2b), 11.56% of the total variation was explained by the environmental variables, although no statistical significance was observed ($F = 1.5365$, $p = 0.101$). Between the variables, total soil porosity and macroporosity explained most of the variance (2.32% of the total variation, $F = 2.3934$, $p = 0.095$; 2.52% of the total variation, $F = 2.6138$, $p = 0.098$, respectively). The variables P and K were positively associated with millipede abundance (<1% of the total variation, not significant).

5.3.2. Millipede diversity

The extra longer sampling (30 days) resulted in the collection of 37 millipedes in the grazed paddocks, which belonged to three orders, four families, and four genera with four species (one nominal and three morphospecies) (Table 2). Lighter grazing intensities showed greater richness (sward heights of 30 and 40 cm) and diversity (sward height of 30 cm) (Table 2). At 30 cm and 40 cm sward heights, we observed the occurrence of the species of the genera *Catharosoma*, *Leptodesmus*, and *Pseudonannolene*. The species *Catharosoma intermedium* comprised 78.4% of the millipedes collected at the experimental site. At the sward height of 10 cm, only individuals of the *Pseudonannolene* were observed. Moreover, five individuals of the genus *Rhinocricus* were collected exclusively in no grazed paddocks (60 cm pasture height).

5.4. 4. DISCUSSION

Information on the abundance and diversity of centipedes e millipedes in agricultural areas is still incipient in Latin American. To our knowledge, this is the first study about the occurrence of centipedes and millipedes in the integrated crop-livestock systems (ICLS) of subtropical Brazil, although ICLS are used over approximately 3.9 million hectares in this region (Rede ILPF, 2021).

The results based on generalized linear models support that the abundance of centipedes and millipedes in the 0-10 cm soil layer is influenced by grazing intensity and the environment (pasture or soybean crop). Greater sward heights and the post-grazing environment benefit the abundance of these organisms because it is directly related to the amount of food available and the environmental conditions. Centipedes are predators of smaller arthropods, like meso and macroinvertebrates (Berg and Hemerik, 2004; Trucchi et al., 2009), and may have found greater prey availability at greater sward heights, as suggested by Klärner et al (2017). In this sense, the greater amount of plant residues deposited on the soil as a result of lighter grazing intensities provides a favorable environment for millipedes' occurrence (Battirola et al., 2018). According to the Redundancy Analysis, millipedes are more conditioned by the amount of biomass (dry mass of pasture) than centipedes, since they play an extremely important role in the initial process of residues decomposition in the soil (Smit and van Aarde, 2001). Millipedes reduce the specific surface area of residues, facilitating the decomposition by microorganisms, the mineralization (Snyder and Hendrix, 2008), and the release of nutrients to the soil (Silva et al., 2017; Smit and van Aarde, 2001).

The greater abundance of centipedes and millipedes in the 0-10 cm layer in post-grazing indicates that the pasture environment provides better conditions for communities of these organisms compared to soybean cultivation. Regarding the type and quality of

cover crops present in the area, it was to be expected an opposite response. According to Suzuki et al. (2013), the abundance of millipedes in an environment may reflect the type of litter present, as these organisms have food preferences for more easily degradable residues, such as soybean straw, which has a lower C/N ratio. In this sense, Stašiov et al. (2021) point out that the litter with higher nitrogen content promoted a greater abundance of millipedes, as well higher nitrogen content in soil promoted greater diversity of millipedes.

However, other factors that potentially affect soil communities are also present in this area and may harm centipedes and millipedes, mainly during soybean cultivation. The soybean crop is managed with herbicides, fungicides, and insecticides in large quantities and repeatedly, and these practices alter the communities of myriapods reducing their abundance and diversity (Hill et al., 2017; Gunstone et al., 2021). Nonetheless, during the pasture cycle, there is a greater variety of food for the edaphic organisms through the cultivation of mixed cover crops (black oat and ryegrass) and the deposition of cattle manure that may support the food web of millipedes (Römbke et al., 2010; Pecenka and Lundgren 2018). In addition, manure plates also allow the development of other macro and microinvertebrates that are potential prey for centipedes (Römbke et al., 2010; Pecenka and Lundgren 2018).

Our study did not find significant relationships between the abundance of millipedes and centipedes with chemical and physical soil properties. However, it is important to highlight that other studies have shown that soil properties influence the myriapods community. The organic carbon and soil moisture have been reported to promote the abundance of millipedes (Marchão et al., 2009; Manhães et al., 2013; Zagatto et al., 2017). Moreover, the soil pH may lead to the presence and abundance of certain species of millipedes (Ashwini and Sridhar, 2006; Stašiov et al., 2021).

In this regard, it is noteworthy that in the samplings carried out in the 10-20 cm soil layer, we observed a greater abundance of centipedes and millipedes in the postsoybean environment, although without statistical differences among the environments (soybean vs. pasture). This fact might be related to the soil moisture and temperature conditions. Ashwini and Sridhar (2006) reported a positive relation of soil moisture and soil temperature with millipede abundance. Soil moisture tends to decrease and temperature tends to increase in the topsoil layer, especially at lower sward heights (10 cm), where the amount of residues covering the soil is poor (Martins et al., 2016). Also, Oxisols have shown a low amplitude of soil temperature around 12 cm soil layer, so the subsurface layer can have better moisture and temperature conditions for centipedes and millipedes communities (Bogyó et al., 2015).

Data on the diversity of millipedes demonstrate the dominance of the species of the genus *Catharosoma*, found in greater abundance at grazing intensities of 20, 30 and 40 cm. This genus has been reported in the Rio Grande do Sul State, in environments such as forests (Rodrigues et al., 2020) and floodplains (e.g., Pantanal Biome) where *Callisthene fasciculata* is a monodominant species (Santos-Silva et al., 2019). The species of the genus *Leptodesmus* occurred only in treatments with grazing intensities of 30 and 40 cm. Its occurrence was reported in *Araucaria* and *Pinus* forests in Southern Brazil, but not in agricultural environments (Rodrigues et al., 2017), which may suggest that pastures (post-grazing) offers edaphic and environmental conditions close to these forest areas.

The millipedes of the genus *Pseudonannolene* were observed in the 30 and 40 cm, and they were the only ones in the 10 cm high grazing, indicating tolerance to land-use intensification. In Brazil, there are reports of the occurrence of the species of the *Pseudonannolene* in different ecosystems, from agroecosystems (Boock and Lordello, 1952) to caves and karst regions (Fontanetti, 1996; Iniesta et al., 2023). These reports

indicate that the organisms are cosmopolitan and can be found in the most diverse environments, associated with highly conserved environments as well as intensively disturbed ones. We also sampled control paddocks – without grazing, which were not added to the analysis due to sampling effort. However, it is important to report that millipedes of the genus *Rhinocricus* were collected only in these plots. This genus has been reported as a bioindicator of contaminated soils (Souza and Fontanetti, 2011; Fontanetti et al., 2012) and was sampled in more abundance in soil forestry with low disturb (Rodrigues et al., 2017). This genus was sampled at the least impacted paddocks, in which no cattle handling is applied, and the pasture is cultivated as a cover crop for the soybeans production in summer. This suggests that millipedes from these taxa are potential bioindicators for agroecosystems. However, it is important to point that the records of the millipede's taxa occurred in an exploratory way in our study, and further studies are needed to verify the potential for indicating environmental changes by these genera and families.

Our results indicate that in integrated crop-livestock systems, the adoption of pasture management practices such as adequate grazing intensities may enhance the environment through greater availability of food and habitats for soil fauna. In this way, higher sward heights provide more favorable environmental conditions for centipedes and millipedes, which may promote their ecology processes in greater magnitude, contributing to environmental sustainability.

Considering the productive responses in this ICLS crop production, the average soybean grain yield has shown little variation between treatments over the years, being 2.88; 2.86; 2.83; 3.09 Mg ha⁻¹ following sward heights of 10, 20, 30, and 40 cm, respectively (de Albuquerque Nunes et al., 2021). On the other hand, meat production varied widely between treatments, as a result of increasing stocking rates from the lightest

to the heaviest grazing intensity, being 510, 428, 311, and 183 kg of live weight ha⁻¹ on average, respectively (de Albuquerque Nunes et al., 2021). Therefore, although managing black oat + ryegrass pastures at the sward height of 10 cm represents the greatest production intensification, this practice leads to loss of centipede and millipede biodiversity, as well as chemical and physical degradation of the soil (de Andrade Bonetti et al., 2019).

The grazing intensity of 40 cm, in turn, resulted in greater abundance and diversity of millipedes, and abundance of centipede; however, it showed lower meat production per area and lower profitability. At the sward height of 20 cm, there is a greater abundance of centipedes and millipedes than at 10 cm, although the richness of millipedes is lower. When grazing is managed at 30 cm, there is greater abundance and richness of these organisms, which allows reconciling the maintenance of biodiversity and food productivity. Adjusting the stocking rates in an ICLS is a fundamental management to seek the sustainability of this system and benefit the soil centipede and millipede communities and their functionalities in the agroecosystems.

5.5. CONCLUSION

Grazing intensity management in integrated crop-livestock systems affects the abundance of centipedes and millipedes in the 0-10 cm soil layer. Higher sward heights provide greater environmental conditions that increase the abundance of these organisms in the post-grazing compared to the post-soybean environment. In the pasture environment, the millipede diversity comprises the occurrence of the species of the genera *Catharosoma*, *Leptodesmus*, and *Pseudonannolene*, with a greater richness of millipedes being sheltered in pastures managed at 30 and 40 cm sward height. This implies that moderate to light grazing intensities (30 cm sward height) allow for the reconciliation of

soil centipedes and millipedes communities abundance and diversity with animal production intensification in the integrated crop-livestock system, aligned with the idea of sustainable intensification of food production.

5.6. ACKNOWLEDGEMENTS

This study was financed by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) - Finance Code 001, the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), the Rio Grande do Sul State Research Support Foundation (FAPERGS), the Department of Soils/Federal University of Santa Maria (UFSM), and the Graduate Program in Soil Science (UFSM). The authors thank the Integrated Crop-Livestock System Research Group of the Federal University of Rio Grande do Sul (UFRGS) for conducting the long-term experiment.

5.7. DECLARATION OF COMPETING INTEREST

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

5.8. REFERENCES

Ashwini, K.M., Sridhar, K.R., 2006. Seasonal abundance and activity of pill millipedes (*Arthrosphaera magna*) in mixed plantation and semi-evergreen forest of southern India. *Acta Oecologica* 29, 27–32. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2005.07.005>

- Barthram, G.T., 1985. Experimental techniques: The HFRO sward stick. In: Alcock, M.M (Ed.). The Hill farming research organization Biennial re-port 1984/1985 (pp. 29–30). Penicuik: HFRO.
- Barton, K., 2020. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bartz, M.L.C., Brown, G.G., Orso, R., Mafra, Á.L., Baretta, D., 2014. The influence of land use systems on soil and surface litter fauna in the western region of Santa Catarina. *Rev. Ciênc. Agron.* 45, 880–887. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500003>
- Battirola, L.D., Golovatch, S.I., Pinheiro, T.G., Batistella, D.A., Rosado-Neto, G.H., Chagas Jr, A., Brescovit, A.D., Marques, M.I., 2018. Myriapod (Arthropoda, Myriapoda) diversity and distribution in a floodplain forest of the Brazilian Pantanal. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 53, 62–74. <https://doi.org/10.1080/01650521.2017.1397978>
- Berg, M.P., Hemerik, L., 2004. Secondary succession of terrestrial isopod, centipede, and millipede communities in grasslands under restoration. *Biol Fertil Soils* 40. <https://doi.org/10.1007/s00374-004-0765-z>
- Bhaduri, D., Chatterjee, D., Chakraborty, K., Chatterjee, S., Saha, A., 2018. Bioindicators of Degraded Soils, in: Lichtfouse, E. (Ed.), *Sustainable Agriculture Reviews* 33,

Sustainable Agriculture Reviews. Springer International Publishing, Cham, pp. 231–257. https://doi.org/10.1007/978-3-319-99076-7_8

Blake, G.R., Hartge, K.H., 1986. Bulk density. In: Klute, A. (Ed). Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods, 368, 363–382.

Bogyó, D., Magura, T., D. Nagy, D., Tothmeresz, B., 2015. Distribution of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) along a forest interior – forest edge – grassland habitat complex. ZK 510, 181–195. <https://doi.org/10.3897/zookeys.510.8657>

Boock, O.J., Lordello, L.G.E., 1952. Diplópoda depredador de tubérculos de batatinha. *Bragantia* 12, 343–347. <https://doi.org/10.1590/S0006-87051952000400006>

Cecagno, D., de Andrade Costa, S.E.V.G., Anghinoni, I., Kunrath, T.R., Martins, A.P., Reichert, J.M., Gubiani, P.I., Balerini, F., Fink, J.R., de Faccio Carvalho, P.C., 2016. Least limiting water range and soybean yield in a long-term, no-till, integrated crop-livestock system under different grazing intensities. *Soil and Tillage Research* 156, 54–62. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.10.005>

de Albuquerque Nunes, P.A., Laca, E.A., de Faccio Carvalho, P.C., Li, M., de Souza Filho, W., Robinson Kunrath, T., Posselt Martins, A., Gaudin, A., 2021. Livestock integration into soybean systems improves long-term system stability and profits without compromising crop yields. *Sci Rep* 11, 1649. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81270-z>

- de Andrade Bonetti, J., Anghinoni, I., Ivonir Gubiani, P., Cecagno, D., de Moraes, M.T., 2019. Impact of a long-term crop-livestock system on the physical and hydraulic properties of an Oxisol. *Soil and Tillage Research* 186, 280–291.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.003>
- de Faccio Carvalho, P.C., de Albuquerque Nunes, P.A., Pontes-Prates, A., Szymczak, L.S., de Souza Filho, W., Moojen, F.G., Lemaire, G., 2021. Reconnecting Grazing Livestock to Crop Landscapes: Reversing Specialization Trends to Restore Landscape Multifunctionality. *Front. Sustain. Food Syst.* 5, 750765.
<https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.750765>
- de Faccio Carvalho, P.C., Peterson, C.A., Nunes, P.A. de A., Martins, A.P., de Souza Filho, W., Bertolazi, V.T., Kunrath, T.R., de Moraes, A., Anghinoni, I., 2018. Animal production and soil characteristics from integrated crop-livestock systems: toward sustainable intensification. *Journal of Animal Science* 96, 3513–3525.
<https://doi.org/10.1093/jas/sky085>
- Diekötter, T., Wamser, S., Wolters, V., Birkhofer, K., 2010. Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137, 108–112.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.008>
- Donagema, G.K., de Campos, D.V.B., Calderano, S.B., Teixeira, W.G., Viana, J.H.M. (Org.), 2011. Manual de métodos de análise de solos. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 230p.

<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/990374/1/ManualdeMtodoseAnilisedeSolo.pdf>

Farias, G.D., Dubeux, J.C.B., Savian, J.V., Duarte, L.P., Martins, A.P., Tiecher, T., Alves, L.A., de Faccio Carvalho, P.C., Bremm, C., 2020. Integrated crop-livestock system with system fertilization approach improves food production and resource-use efficiency in agricultural lands. *Agron. Sustain. Dev.* 40, 39. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00643-2>

Fernández, R., Edgecombe, G.D., Giribet, G., 2016. Exploring Phylogenetic Relationships within Myriapoda and the Effects of Matrix Composition and Occupancy on Phylogenomic Reconstruction. *Syst Biol* 65, 871–889. <https://doi.org/10.1093/sysbio/syw041>

Fontanetti, C.S., 1996. Description of three cave diplopods of Pseudonannolene Silvestri (Diplopoda, Pseudonannolenida, Pseudonannolenidae). *Rev. Bras. Zool.* 13, 427–433. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751996000200013>

Fontanetti, C.S., Nogarol, L.R., Souza, R.B., Bozzatto, V., Perez, D.G., 2012. Biomonitoring of substrates containing sewage sludge: assessment of the feasibility in using the diplopod *Rhinocricus padbergi*. *JBSE* 7, 49–54. <https://doi.org/10.5132/jbse.2012.01.008>

- Gunstone, T., Cornelisse, T., Klein, K., Dubey, A., Donley, N., 2021. Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Front. Environ. Sci.* 9, 643847. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847>
- Hill, M.P., Macfadyen, S., Nash, M.A., 2017. Broad spectrum pesticide application alters natural enemy communities and may facilitate secondary pest outbreaks. *PeerJ* 5, e4179. <https://doi.org/10.7717/peerj.4179>
- Iniesta, L.F.M., Bouzan, R.S., Brescovit, A.D., 2023. A reassessment of the Neotropical genus *Pseudonannolene* Silvestri, 1895: cladistic analysis, biogeography, and taxonomic review (Spirostreptida: Pseudonannolenidae). *European Journal of Taxonomy*, 867. 1-312. <https://doi.org/10.5852/ejt.2023.867.2109>
- Kindt, R., Coe, R., 2005. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi.
- Klarner, B., Winkelmann, H., Krashevskaya, V., Maraun, M., Widyastuti, R., Scheu, S., 2017. Trophic niches, diversity and community composition of invertebrate top predators (Chilopoda) as affected by conversion of tropical lowland rainforest in Sumatra (Indonesia). *PLoS ONE* 12, e0180915. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180915>
- Kunrath, T.R., Cadenazzi, M., Brambilla, D.M., Anghinoni, I., Moraes, A. de, Barro, R.S., Carvalho, P.C. de F., 2014. Management targets for continuously stocked

mixed oat×annual ryegrass pasture in a no-till integrated crop–livestock system. *European Journal of Agronomy* 57, 71–76. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.013>

Kunrath, T.R., Nunes, P.A. de A., de Souza Filho, W., Cadenazzi, M., Bremm, C., Martins, A.P., Carvalho, P.C. de F., 2020. Sward height determines pasture production and animal performance in a long-term soybean-beef cattle integrated system. *Agricultural Systems* 177, 102716. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102716>

Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

Liu, S., Yang, X., Ives, A.R., Feng, Z., Sha, L., 2017. Effects of Seasonal and Perennial Grazing on Soil Fauna Community and Microbial Biomass Carbon in the Subalpine Meadows of Yunnan, Southwest China. *Pedosphere* 27, 371–379. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60325-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60325-4)

Maharjan, M., Sanaullah, M., Razavi, B.S., Kuzyakov, Y., 2017. Effect of land use and management practices on microbial biomass and enzyme activities in subtropical top- and sub-soils. *Applied Soil Ecology* 113, 22–28. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.01.008>

Manhães, C.M.C., Gama-Rodrigues, E.F., Silva Moço, M.K., Gama-Rodrigues, A.C., 2013. Meso- and macrofauna in the soil and litter of leguminous trees in a degraded

pasture in Brazil. *Agroforest Syst* 87, 993–1004. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9614-0>

Marchão, R.L., Lavelle, P., Celini, L., Balbino, L.C., Vilela, L., Becquer, T., 2009. Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. *Pesq. agropec. bras.* 44, 1011–1020. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000800033>

Martins, A.P., Costa, S.E.V.G. de A., Anghinoni, I., Kunrath, T.R., Cecagno, D., Reichert, J.M., Balerini, F., Dillenburg, L.R., Carvalho, P.C. de F., 2016. Soil moisture and soybean physiology affected by drought in an integrated crop-livestock system. *Pesq. agropec. bras.* 51, 978–989. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000800010>

Minelli, A., Golovatch, S.I., 2017. Myriapods. in: Reference Module in Life Sciences. Elsevier, p. B9780128096338022000. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02259-7>

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H. 2020. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Pecenka, J.R., Lundgren, J.G., 2018. The importance of dung beetles and arthropod communities on degradation of cattle dung pats in eastern South Dakota. PeerJ 6, e5220. <https://doi.org/10.7717/peerj.5220>

Peterson, C.A., Bell, L.W., Carvalho, P.C. de F., Gaudin, A.C.M., 2020. Resilience of an Integrated Crop–Livestock System to Climate Change: A Simulation Analysis of Cover Crop Grazing in Southern Brazil. Front. Sustain. Food Syst. 4, 604099. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.604099>

Rakkar, M.K., Blanco-Canqui, H., Drijber, R.A., Drewnoski, M.E., MacDonald, J.C., Klopfenstein, T., 2017. Impacts of Cattle Grazing of Corn Residues on Soil Properties after 16 Years. Soil Science Society of America Journal 81, 414–424. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.07.0227>

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Rede ILPF, 2021. ILPF em números. 14p. https://www.redeilpf.org.br/images/ILPF_em_Numeros-Safra.pdf

Rodrigues, P.E.S., Costa-Schmidt, L.E., Ott, R., Rodrigues, E.N.L., 2017. Influence of forest structure upon the diversity and composition of edaphic diplopods. J Insect Conserv 21, 297–306. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9976-0>

- Rodrigues, P.E.S., Golovatch, S.I., Ott, R., Rodrigues, E.N.L., 2020. Three new species of the millipede genus *Catharosoma* Silvestri, 1897 from southern Brazil, with new records and a clarified identity of *Catharosoma intermedium* (Carl, 1902) (Diplopoda: Polydesmida: Paradoxosomatidae). *Zootaxa* 4751, 119–130. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4751.1.6>
- Römbke, J., Coors, A., Fernández, Á.A., Förster, B., Fernández, C., Jensen, J., Lumaret, J.-P., Cots, M.Á.P., Liebig, M., 2010. Effects of the parasiticide ivermectin on the structure and function of dung and soil invertebrate communities in the field (Madrid, Spain). *Applied Soil Ecology* 45, 284–292. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.05.004>
- Santos-Silva, L., Golovatch, S.I., Pinheiro, T.G., Chagas-Jr, A., Marques, M.I., Battirola, L.D., 2019. Myriapods (Arthropoda, Myriapoda) in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil. *Biota Neotrop.* 19, e20180631. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0631>
- Schuster, M.Z., Lustosa, S.B.C., Pelissari, A., Harrison, S.K., Sulc, R.M., Deiss, L., Lang, C.R., de Faccio Carvalho, P.C., Gazziero, D.L.P., de Moraes, A., 2019. Optimizing forage allowance for productivity and weed management in integrated crop-livestock systems. *Agron. Sustain. Dev.* 39, 18. <https://doi.org/10.1007/s13593-019-0564-4>
- Schut, A.G.T., Cooledge, E.C., Moraine, M., Van De Ven, G.W.J., Jones, D.L., Chadwick, D.R., 2021. Reintegration of Crop-Livestock Systems in Europe: an overview. *Front. Agr. Sci. Eng.* 8, 111. <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2020373>

Silva, V.M. da, Antonioli, Z.I., Jacques, R.J.S., Ott, R., Rodrigues, P.E. da S., Andrade, F.V., Passos, R.R., Mendonça, E. de S., 2017. Influence of the tropical millipede, *Glyphiulus granulatus* (Gervais, 1847), on aggregation, enzymatic activity, and phosphorus fractions in the soil. *Geoderma* 289, 135–141. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.11.031>

Smit A.-M., Van Aarde R.J., 2001. The influence of millipedes on selected soil elements: a microcosm study on three species occurring on coastal sand dunes: *Influence of millipedes on sand dune soil elements*. *Functional Ecology* 15, 51–59. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2001.00493.x>

Snyder, B.A., Hendrix, P.F., 2008. Current and Potential Roles of Soil Macroinvertebrates (Earthworms, Millipedes, and Isopods) in Ecological Restoration. *Restoration Ecology* 16, 629–636. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00484.x>

Souza, T. da S., Fontanetti, C.S., 2011. Morphological biomarkers in the *Rhinocricus padbergi* midgut exposed to contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.09.009>

Stašiov, S., Vician, V., Benčať, T., Pätoprstý, V., Lukáčik, I., Svitok, M., 2021. Influence of soil properties on millipede (Diplopoda) communities in forest stands of various tree species. *Acta Oecologica* 113, 103793. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103793>

- Suárez, L.R., Josa, Y.T.P., Samboni, E.J.A., Cifuentes, K.D.L., Bautista, E.H.D., Salazar, J.C.S., 2018. Soil macrofauna under different land uses in the Colombian Amazon. *Pesq. agropec. bras.* 53, 1383–1391. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2018001200011>
- Suzuki, Y., Grayston, S.J., Prescott, C.E., 2013. Effects of leaf litter consumption by millipedes (*Harpaphe haydeniana*) on subsequent decomposition depends on litter type. *Soil Biology and Biochemistry* 57, 116–123. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.07.020>
- Trucchi, E., Pitzalis, M., Zapparoli, M., Bologna, M., 2009. Short-term effects of canopy and surface fire on centipede (Chilopoda) communities in a semi natural Mediterranean forest. *Entomol. Fennica* 20. <https://doi.org/10.33338/ef.84471>
- van Lenteren, J.C., 2012. The state of commercial augmentative biological control: plenty of natural enemies, but a frustrating lack of uptake. *BioControl* 57, 1–20. <https://doi.org/10.1007/s10526-011-9395-1>
- Wilson, H.M., Anderson, L.I., 2004. Morphology and taxonomy of paleozoic millipedes (Diplopoda: Chilognatha: Archipolypoda) from Scotland. *Journal of Paleontology* 78, 169–184. [https://doi.org/10.1666/0022-3360\(2004\)078<0169:MATOPM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1666/0022-3360(2004)078<0169:MATOPM>2.0.CO;2)

Zagatto, M.R.G., Niva, C.C., Thomazini, M.J., Baretta, D., Santos, A., Nadolny, H.,
Cardoso, G.B.X., Brown, G.G., 2017. Soil Invertebrates in Different Land Use
Systems: How Integrated Production Systems and Seasonality Affect Soil
Mesofauna Communities. JAST-B 7. [https://doi.org/10.17265/2161-
6264/2017.03.003](https://doi.org/10.17265/2161-6264/2017.03.003)

Table 1. Summary of the generalized linear models (GLM) testing for the effect of grazing intensity (sward heights of 10, 20, 30 and 40 cm in winter) and environment (post-grazing vs. post-soybean) on the abundance of centipedes and millipedes in an integrated soybean-beef cattle system. Samples were collected using the Tropical Soil Biology and Fertility Programme (TSBF) protocol and pitfall traps. Model: Response ~ Sward height + Environment (post-grazing, post-soybean).

Sampling	Response	Intercept	Sward height	Environment	R ²
TSBF	Centipede 0-10	1.535***	0.022***	-0.242*	0.360
	Centipede 10-20	0.939***	0.009	0.151	0.071
	Millipede 0-10	-0.132	0.071***	-0.542**	0.850
	Millipede 10-20	-2.069	0.035	0.579	0.180
Pitfall traps	Centipede	-3.149**	0.042	0.606	0.120
	Millipede	-1.644	0.019	0.262	0.030

p-value (* < 0.05, ** < 0.01 and *** < 0.001).

Table 2. List of orders, families, and species/morphospecies of millipedes in an integrated crop-livestock system with cattle grazing at different intensities in winter (sward heights of 10, 20, 30 and 40 cm) and soybean culture in summer. Sampling was carried out for 30 days using the pitfall trap method, after cattle removal from the pasture.

Grazing intensity	Order	Family	Species	Total abundance	H'
10 cm	Spirostreptida	Pseudonannolenidae	<i>Pseudonannolen</i>	2	#
			<i>e</i> sp,		
20 cm	Polydesmida	Paradoxosomatidae	<i>Catharosoma</i>	7	#
			<i>intermedium</i>		
30 cm	Polydesmida	Paradoxosomatidae	<i>Catharosoma</i>	9	0.72
			<i>intermedium</i>		
			<i>Pseudonannolene</i> s		
40 cm	Spirostreptida	Pseudonannolenidae	<i>Pseudonannolene</i> s	1	0.60
			<i>e</i> sp.		
			<i>Leptodesmus</i> sp.		
60 cm (no grazing)	Polydesmida	Paradoxosomatidae	<i>Catharosoma</i>	13	0.69
			<i>intermedium</i>		
			<i>Leptodesmus</i> sp.		
60 cm (no grazing)	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i> sp.	4	

Shannon index returned zero values.

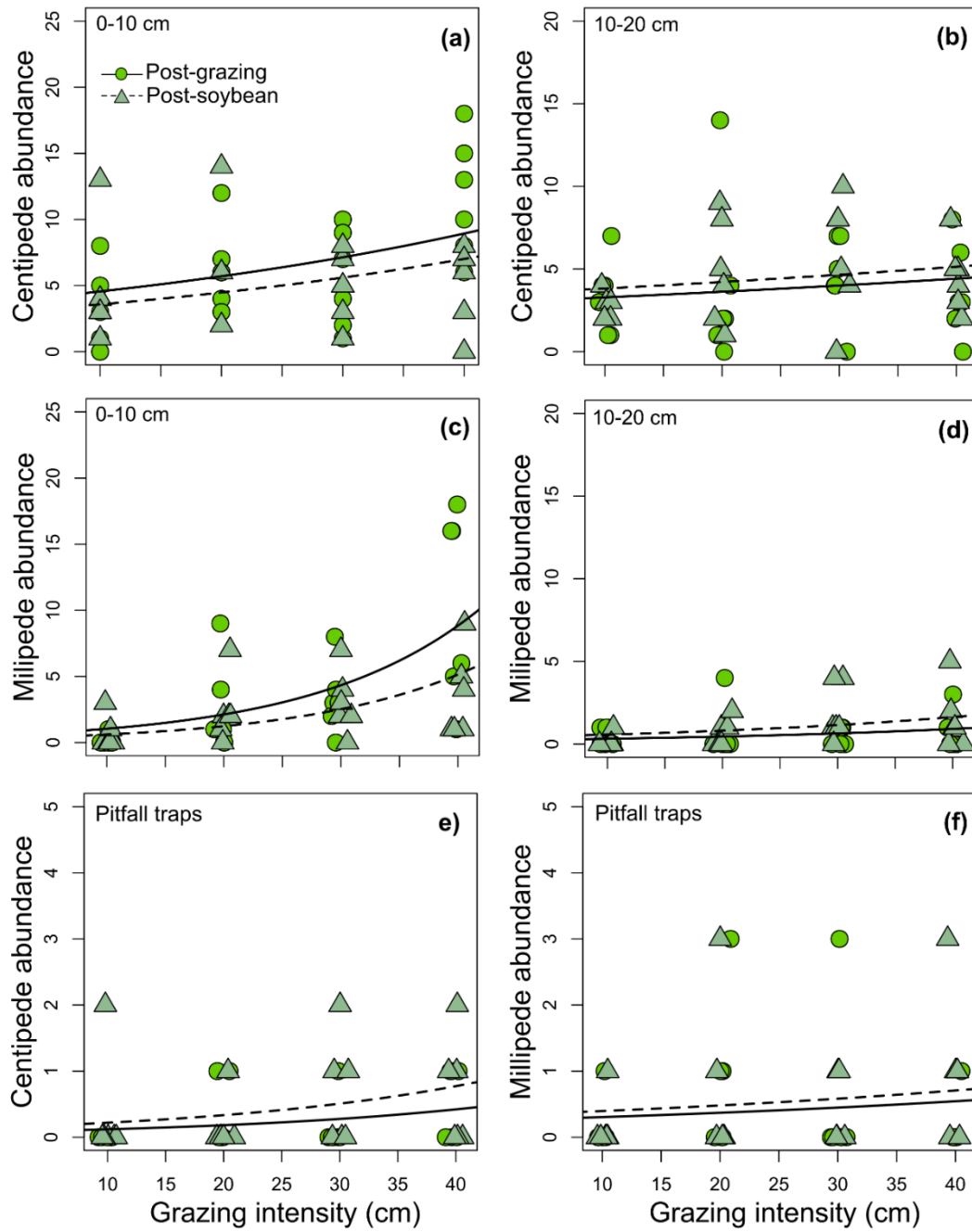


Fig. 1.

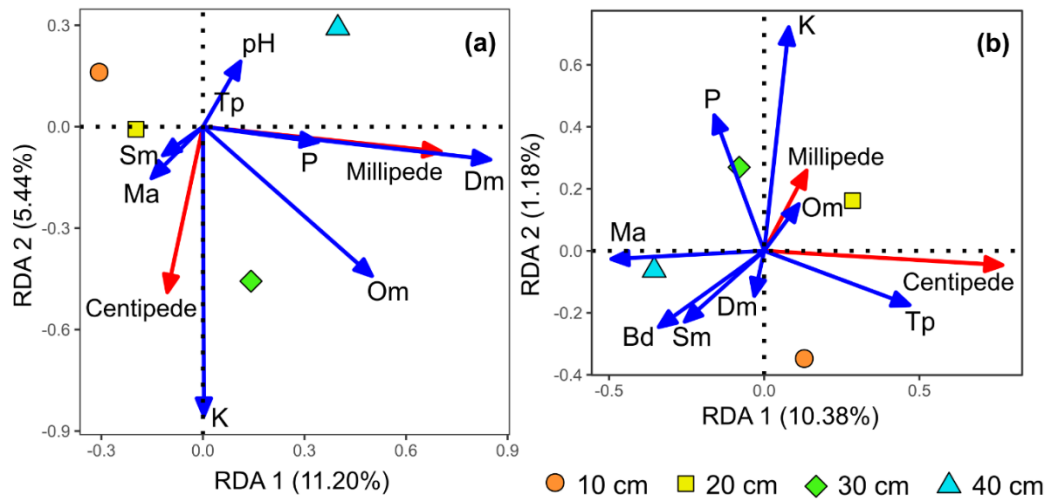


Fig. 2.

Fig. 1. Abundance of centipedes and millipedes integrated crop-livestock system with cattle grazing at different intensities in winter (sward heights of 10, 20, 30 and 40 cm) and soybean culture in summer. Sampling was carried out after cattle removal from the pasture (post-grazing) and after soybean harvest (post-soybean) using the Tropical Soil Biology and Fertility Programme (TSBF) protocol in the (0-10 cm soil layer: (a) and (c); and in the 10-20 cm soil layer: (b) and (d); and using pitfall traps (e) and (f).

Fig. 2. Redundancy Analysis (RDA) relating the environmental variables to the abundance of centipedes and millipedes collected using the Tropical Soil Biology and Fertility Programme (TSBF) protocol in the 0-10 cm soil layer of an integrated crop-livestock system with cattle grazing at different intensities in winter (sward heights of 10, 20, 30 and 40 cm) and soybean culture in summer. Sward heights were plotted as centroids values (points). The RDA comprised 58 observations in post-grazing (a) and 103 observations in post-soybean (b), after excluding missing values for some environmental variables. Macroporosity (Ma), total porosity (Tp), organic matter (Om), soil moisture (Sm), bulk density (Bd), dry mass (Dm), pH, phosphorus (P), and potassium (K)

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo permitiu conhecer a influência da intensidade de pastejo sobre os diplópodes e quilópodes do solo de um Sistema Integrado de Produção Agropecuária, com sucessão soja-pastagem. Os resultados encontrados evidenciam a importância do manejo com intensidades de pastejo reduzidas ou moderadas, e associado à cobertura permanente do solo, visando manter e promover a abundância e riqueza de diplópodes e quilópodes. Este trabalho é pioneiro na avaliação do impacto de sistemas integrados de produção agropecuária sobre diplópodes e quilópodes, fornecendo importantes informações a respeito da ocorrência destes organismos em solos agrícolas do noroeste do estado do Rio Grande do Sul. Tais resultados também instigam por respostas sobre as relações ecológicas que diplópodes e quilópodes estabelecem com os demais elementos no sistema produtivo, além de demonstrar seu potencial bioindicador. Dessa forma, dar-se-á avanço no conhecimento sobre o serviço ecossistêmico que os diplópodes e quilópodes desempenham em agroecossistemas, especialmente quando manejados de forma intensiva.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A.E. Linking soils to ecosystem services- A global review. **Geoderma**. v.262, p.101-111, 2016.

ASAI, M.; MORAINÉ, M.; RYSCHAWY, J.; WIT, J.; HOSHIDE, A.K. Critical factors for crop-livestock integration beyond the farm level: A cross-analysis of worldwide case studies. **Land Use Policy**. v.73, p.184-194, 2018.

ASSMANN, A. L.; PIN, E. A. Manejo de biomassa. In: SOARES, A. B.; ASSMANN, T. S.; ASSMANN, A. L. **Integração lavoura-pecuária para a agricultura familiar**. p. 11-14, 2008.

BATTIROLA, L.D.; MARQUES, M.I.; ROSADO-NETO, G.H.; PINHEIRO, T.G.; PINHO, N.G.C. Vertical and time distribution of Diplopoda (Arthropoda: Myriapoda) in a monodominant forest in Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Zoologia**. v.26, p. 479–487, 2009.

BATTIROLA, L.; GOLOVATCH, S.I.; PINHEIRO, T.G.; BATISTELLA, D.A.; ROSADO-NETO, G.H.; CHAGAS Jr., A. Myriapod (Arthropoda, Myriapoda) diversity and distribution in a floodplain forest of the Brazilian Pantanal. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**. v. 53, 2018.

BENITO, N.P.; BROSSARD, M.; PASINI, A.; GUIMARÃES, M.F.; BOBILLIER, B. Transformations of soil macroinvertebrate populations after native vegetation conversion to pasture cultivation (Brazilian Cerrado). **European Journal of Soil Biology**. v.40, p.147-154, 2004.

BERG, M.P.; HEMERIK, L. Secondary succession of terrestrial isopod, centipede, and millipede communities in grasslands under restoration. *Biology and Fertility of Soils*. v.40, p.163-170, 2004.

BHADURI, D.; CHATTERJEE, D.; CHAKRABORTY, K.; CHATTERJEE, S.; SAHA, A. Bioindicators of Degraded Soils. **Sustainable Agriculture: Sustainable Agriculture Reviews**, v.33, 2018.

BOTTINELLI, N.; JOUQUET, P.; CAPOWIEZ, Y.; PODWOJEWSKI, P.; GRIMALDI, M.; PENG, X. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? **Soil & Tillage Research**.v.146, p.118-124, 2015.

BOWIE, M.H.; STOKVIS, E.; BARBER, K.; MARRIS, J.; HODGE, S. Identification of potential invertebrate bioindicators of restoration trajectory at a quarry site in Hunua, Auckland, New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology**, v 43, N° 1, 2019.

CARDOSO, E.J.B.N.; VASCONCELLOS, R.L.F.; BINI, D.; MIYAUCHI, M.Y.H.; SANTOS, C.A.; ALVES, P.R.L.; De PAULA, A.M.; NAKATANI, A.S.; PEREIRA, J.M.; NOGUEIRA, M.A. Soil Health: Looking for suitable indicators. What should be

considered to assess the effects of used and management on soil health? **Scientia Agricola**. v.70, n.4, p.274-289, 2013.

CARVALHO, P.C.F.; ANGHINONI, I.; MORAES A.; SOUZA, E.D.; SULC, R.M.; LANG, C.R.; FLORES, J.P.C.; LOPES, M.L.T.; DA SILVA, J.L.S.; CONTE, O.; WESP, C.L.; LEVIEN, R.; FONTANELI, R.S.; BAYER, C. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, v.88, p. 259-273, 2010.

CARVALHO, P.C.F.; ANGHINONI, I.; KUNRATH, T.R.; MARTINS, A.P.; COSTA, S.E.V.G.A.; SILVA, F.D.; ASSMANN, J.M.; LOPES, M.L.T. PFEIFER, F.M.; CONTE, O.; SOUZA, E.D. Integração soja-bovinos de corte no Sul do Brasil. **Boletim Técnico**. 60p., 2011.

CARVALHO, P.C.F.; MORAES A.; PONTES, S.A.; ANGHINONI, I.; SULC, M.; BATELLO, C. Definições e terminologias para Sistema Integrado de Produção Agropecuária. **Revista Ciência Agrônômica**. v. 45, n. 5 (Especial), p. 1040-1046, 2014.

CARVALHO, P.C.F.; PETERSON, C.A.; NUNES, P.A.A.; MARTINS, A.P.; SOUZA FILHO, W.S.; BERTOLAZI, V.T.; KUNRATH, T.R.; MORAES, A.; ANGHINONI, I. Animal production and soil characteristics from integrated crop-livestock systems: toward sustainable intensification. **Journal of Animal Science**. v. 28, nº96, p. 3513-3525, 2018.

CECAGNO, D. **Carbono orgânico do solo em sistema integrado de produção agropecuária**. 2015. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

CHAVES, H.M.L.; LOZADA, C.M.C.; GASPAS, R.O. Soil quality index of an Oxisol under different land uses in the Brazilian savannah. **Geoderma Regional**. v.10, p.183-190, 2017.

COYLE, D.R.; NAGENDRA, U.J.; TAYLOR, M.K.; CAMPBELL, J.H.; CUNARD, C.E.; JOSLIN, A.H.; MUNDEPI, A.; PHILLIPS, C.A.; CALLAHAM, M.A. Soil fauna responses to natural disturbances, invasive species, and global climate change: current state of the science and a call to action. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 110, p. 116-133, 2017.

DALE, V.H.; PEACOCK, A.D.; GARTEN Jr., C.T.; SOBEK, E.; WOLFE, A.K. Selecting indicators of soil, microbial and plant conditions to understand ecological changes in Georgia pine forests. **Ecological Indicators**. v.8, p.818-827, 2008.

DANGERFIELD, J.M.; MILNER, A.E. Millipede fecal pellet production in selected natural and managed habitats of Southern Africa: implications for litter dynamics. **Biotropica**. v.28, nº 1, p.113-12, 1996.

DENNIS, P.; SKARTVEIT, J.; KUNAVAR, A.; MCCRACKEN, D.I. The response of spider (Araneae) assemblages to structural heterogeneity and prey abundance in submontane vegetation modified by conservation grazing. **Global Ecology and Conservation**. v.3, p.715-728, 2015.

- EDGEcombe, G.D.; GIRIBET, G. Evolutionary Biology of Centipedes (Myriapoda: Chilopoda). **Annual Review of Entomology**. v.52, nº1, p.151-170, 2007.
- ELIE, F.; VINCENOT, L.; BERTHE, T.; QUIBEL, E.; ZELLER, B.; SAINT-ANDRE, L.; NORMAND, M.; CHAUVAT, M.; AUBERT, M. Soil fauna as bioindicators of organic matter export in temperate forests. **Forest Ecology and Management**. v.429, p.549-557, 2018.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. An international consultation on integrated crop-livestock systems for development: The way forward for sustainable production intensification. **Integrated Crop Management**. v. 13, 79 p., 2010.
- FERREIRA, T.O.; OTERO, X.L.; TORRADO, P.V.; MACIAS, F. Effects of bioturbation by root and crab activity on iron and sulfur biogeochemistry in mangrove substrate. **Geoderma**, v.142, p. 36-46, 2007.
- FERREIRO J. P.; FU, S. Biological Indices for Soil Quality Evaluation: Perspectives and Limitations. **Land Degradation and Development**. v.27, p. 14-25, 2006.
- FRANZLUEBBERS, A.J.; LEMAIRE, G.; CARVALHO, P.C.F.; SULC, R.M.; DEDIEU, B. Toward agricultural sustainability through integrated crop–livestock systems: Environmental outcomes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. v.190, p.1-3, 2014.
- GARRET, R.D.; NILES, M.T.; GIL, J.D.B.; GAUDIN, A.; CHAPLIN-KRAMER, R.; ASSMANN, A.; ASSMANN, T.S.; BREWER, K.; CARVALHO, P.C.F.; CORTNER, O.; DYNES, R.; GARBACH, K.; KEBREAB, E.; MUELLER, N.; PETERSON, C.; REIS, J.C.; SNOW, V.; VALENTIM, J. Social and ecological analysis of commercial integrated crop livestock systems: Current knowledge and remaining uncertainty. **Agricultural Systems**. v.155, p.136-146, 2017.
- GOLOVATCH, S. I., et al. Millipedes (Diplopoda) of the Brazilian Pantanal. **Amazoniana**. v.18, p.273–288, 2005
- GOLOVATCH, S. I.; KIME, D. Millipede (Diplopoda) distributions: A review. **Soil Organisms**. v.81, p.567-597, 2009.
- HABASHI, H.; MOUSAVI, S.M.W. Single-tree selection system effects on forest soil macrofauna biodiversity in mixed oriental beech stands. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 441-446, 2018.
- KÄMPF, N.; CURI, N. Conceito de solo e sua evolução histórica. In: KER, J.C. et al. (Ed.). **Pedologia: fundamentos**. Viçosa, MG: SBCS, 343p., 2012.
- KUNRATH, T.R.; CADENAZZI, M.; BRAMBILLA, D.M.; ANGHINONI, I.; MORAES, A.; BARRO, R.S.; CARVALHO, P.C.F. Management targets for continuously stocked mixed oat × annual ryegrass pasture in a no-till integrated crop-livestock system. **European Journal of Agronomy**. v.57, p.71-76, 2014.

LANZ, B.; DIETZ, S.; SWANSON, T. The expansion of modern agriculture and global biodiversity decline: An integrated assessment. **Ecological Economics**. v. 144, p. 260-277, 2018.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J.P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**. v. 42, p.3-15, 2006.

LAVELLE, P.; SPAIN, A.V.; Enzymes of Earthworm as Indicators of Pesticide Pollution in Soil. **Advances in Enzyme Research**. v.4, n°4, 2016.

LEMAIRE, G.; FRANZLUEBBERS, A.; CARVALHO, P.C.F.; DEDIEU, B. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v.190, p. 4-8, 2014.

LÉSNIIEWSKA, M.; LÉSNIIEWSKI, F. Impact of windstorm on a community of centipedes (Chilopoda) in a beech forest in Western Poland. **Biologia**. v.73, n°2, p.165-173, 2016.

MADZARIC, S.; CEGLIE, F.G.; DEPALO, L.; BITAR, L.A.; MIMIOLA, G.; TITTARELLI, F.; BURGIO, G. Cover crops as a part of organic greenhouse rotation: implication on soil arthropods dynamics. **Acta Horticulture**, p. 1063- 1069, 2017.

MAHARJAN, M.; SANAULLAH, M.; RAZAVI, B.S.; KUZYAKOV, Y. Effect of land use management practices on microbial biomass and enzyme activities in subtropical top- and sub-soils. **Applied Soil Ecology**. v. 113, p.22-28, 2017.

MANHÃES, C. M. C., GAMA-RODRIGUES, E. F., MOÇO, M. K. S., GAMA-RODRIGUES, A. C. 2013. Meso- and Macro-fauna in the Soil and Litter of Leguminous Trees in a Degraded Pastures in Brazil. **Agroforest Systems**. v.87, n°5, p. 993-1004.

MARCHÃO, R.L.; LAVELLE, P.; CELINI, L.; BALBINO, L.C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.44, n.8, p.1011-1020, 2009.

MASSE, P.S.M.M.; FIEMAPONG, A.R.N.; VANDENSIPEGEL, D.; GOLOVATCH, S.I. Diversity and distribution of millipedes (Diplopoda) in the Campo Ma'an National Park, southern Cameroon. **African Journal of Ecology**. p.1-8, 2017.

McBRAYER, J. F. Exploitation of deciduous leaf litter by *Apheloria montana* (Diplopoda: Eurydesmidae). **Pedobiologia**. v.13, p.90-98, 1973.

MENTA, C.; CONTI, F.D.; PINTO, S.; BODINI, A. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. **Ecological indicators**. v.85, p.773-780, 2018.

MINELLI, A.; GOLOVATCH, M.S. Myriapods. In: LEVIN, S.A. **Encyclopedia of Biodiversity**. San Diego: Academic Press, p. 291-303, 2001.

MORAES, A.; CARVALHO, P.C.F.; ANGHINONI, I.; LUSTOSA, S.B.C.; COSTA, S.G.V.A.; KUNRATH, T.R. Integrated crop-livestock systems in the Brazilian subtropics. **European Journal of Agronomy**. v. 57, p. 04-09, 2014.

OLIVEIRA, O.C.; OLIVEIRA, I.P.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Chemical and biological indicators of decline/degradation of Brachiaria pastures in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v.103, p.289-300, 2004.

PAOLETTI, M.G.; D'INCA, A.; TONIN, E.; TONON, S.; MIGLIORINI, C.; PETRUZZELLI, G.; PEZZAROSSA, B.; GOMIERO, T.; SOMMAGGIO, D. Soil invertebrates as bioindicators in a natural area converted from agricultural use: The case study of Vallevicchia-Lugugnana in North-Eastern Italy. **Journal of Sustainable Agriculture**. v.34, p.38-56, 2010.

RAKKAR, M.K.; BLANCO-CANQUI, H.; DRIJBER, R.A.; DREWNOSKI, M.E.; MACDONALD, J.C.; KLOPFENSTEIN, T. Impacts of cattle grazing of corn residues on soil properties after 16 years. **Soil Science Society of America Journal**. v. 81, 2017, p. 414-424, 2017.

RICHES, D.; PORTER, I.J.; BRAMLEY, R.G.V.; RAWNSLEY, B.; EDWARDS, J.; WHITE, R.E. Review: Soil biological properties as indicators of soil quality in Australian viticulture. **Australian Journal of Grape and Wine Research**. p.1-13, 2013.

SALTON, J.C.; MERCANTE, F.M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J.A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W.M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v.190, p.70-79, 2014.

SANTORUFO, L.; GESTEL, C.A.M.V.; ROCCO, A.; MAISTO, G. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. **Environmental Pollution**. v.161, p.57-63, 2012.

SCHREINER, A.; DECKER, P.; HANNIG, K.; SCHWERK, A. Millipede and centipede (Myriapoda: Diplopoda, Chilopoda) assemblages in secondary succession: variance and abundance in Western German beech and coniferous forests as compared to fallow ground. **Web Ecology**. v.12, p.9-17, 2012.

SILVA, R.F.; AQUINO, A.M.; MERCANTE, F.M.; GUIMARÃES, M.F. Macrofauna invertebrada do solo em sistema integrado de produção agropecuária no Cerrado. **Revista Acta Scientia Agronomy**. v. 30, p. 725-731, 2008.

SILVA, V.M.; ANTONIOLLI, Z.I.; JACQUES, R.J.S.; OTT, R.; RODRIGUES, P.E.S.; ANDRADE, F.V.; PASSOS, R.R.; MENDONÇA, E.S. Influence of the tropical millipede, *Glyphiulus granulatus* (Gervais, 1847), on aggregation, enzymatic activity, and phosphorus fractions in the soil. **Geoderma**. v.289, p.135-141, 2017.

SMIT, A.M.; AARDE, R.J.V. Influence of millipedes on sand dune soil elements. **Functional Ecology**, v. 15, p. 51-59, 2001.

SNYDER, B.A.; HENDRIX, P.F. Current and Potential Roles of Soil Macroinvertebrates (Earthworms, Millipedes, and Isopods) in Ecological Restoration. **Restoration Ecology**, v.16, Nº 4, p. 629–63, 2008.

SOUZA, E. D.; COSTA, S.E.V.G.A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P.C.F.; OLIVEIRA, E.V.F.; MARTINS, A.P.; CAO, E.; ANDRIGHETTI, M. Soil aggregation in a crop-livestock integration system under no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 34, n. 4, p. 1365-1374, 2010.

SOUZA, S.T.; CASSOL, P.C.; BARETTA, D.; BARTZ, M.L.C.; KLAUBERG FILHO, O.; ROSA, M.G. Abundance and Diversity of Soil Macrofauna in Native Forest, Eucalyptus Plantations, Perennial Pasture, Integrated Crop-Livestock, and No-Tillage Cropping. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.40, 2016.

STASIOV, S.; HAZUCHOVÁ, L.; VICIAN, V.; KOCIK, K.; SVITOK, M. Millipede (Diplopoda) communities in agricultural landscape: Influence of management form. **Polish Journal of Ecology**. v.62, p.587-598, 2014.

SUARÉZ, L.R.; JOSA, Y.T.P.; SAMBONI, E.J.A.; CIFUENTES, K.D.L.; BAUTISTA, E.H.D.; SALAZAN, J.C.S. Soil macrofauna under different land uses in the Colombian Amazon. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.53, n.12, p.1383-1391, 2018.

TILMAN, D.; CASSMAN, G.K.; MATSON, P.A.; NAYLOR, R.; POLASKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**. v. 418, p. 671–677, 2002.

TOWNSEND, C.R.; COSTA, N.L.; ARAÚJO, R. G. Recuperação e práticas sustentáveis de manejo de pastagens na Amazônia. **Documentos/Embrapa Rondônia**. 23p., 2012.

TRUCCHI, E.; PITZALIS, M.; ZAPPAROLI, M; BOLOGNA, M.A. Short-term effects of canopy and surface fire on centipede (Chilopoda) communities in a semi natural Mediterranean forest. **Entomologia Fennica**. v.20, p.129-138, 2009.

WALL, D.H.; NIELSEN, U.N.; SIX, J. Soil biodiversity and human health. **Nature: Research Perspective**. v. 000, 2015.

WILSON H. M.; ANDERSON L.I. Morphology and taxonomy of Paleozoic millipedes (Diplopoda: Chilognatha: Archipolypoda) from Scotland. **Journal of Paleontology**. v.78: p.169–184, 2004.

YAN, S.; SINGH, A.N.; FU, S.; LIAO, C.; WANG, S.; LI, Y.; CUI, Y.; HU, L. A soil fauna index for assessing soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**. v.47, p.158-165, 2012.

ZAGATTO, M.R.G.; NIVA, C.C.; THOMAZINI, M.J.; BARETTA, D.; SANTOS, A.; NADOLNY, H.; CARDOSO, G.B.X.; BROWN, G.G. Soil Invertebrates in Different Land Use Systems: How Integrated Production Systems and Seasonality Affect Soil Mesofauna Communities. **Journal of Agricultural Science and Technology B**, v. 7, p. 158-169, 2017.