



Foto: Rodrigo Moro de Miranda

Capítulo 7

Contribuição da fauna do solo
para os serviços ambientais

*Paulo Roger Lopes Alves
Pahola Baptista Cassol
Milton Antônio Seganfredo
Evandro Spagnollo*

O papel da fauna do solo no ecossistema terrestre

O solo está entre os ecossistemas mais complexos e diversos do globo terrestre, pois, além de ser o principal ambiente de suporte para a grande maioria das plantas existentes, é o hábitat de ampla diversidade de micro-organismos e fauna edáfica. A fauna do solo é representada por animais vertebrados e invertebrados que passam pelo menos uma fase de seu desenvolvimento no solo ou na liteira (Paoletti, 1999). De toda a biodiversidade já descrita para o ambiente terrestre, considerando todos os reinos da vida conhecidos, a fauna do solo representa cerca de 23% das espécies existentes (Decaëns et al., 2006).

A fauna do solo pode ser classificada de acordo com as suas funções, hábitos, táxons e tamanho, entre outras características. Contudo, especialmente para fins didáticos, a classificação da fauna do solo vem sendo feita com base no tamanho do corpo dos animais, em quatro grupos: a microfauna (<0,2 mm), a mesofauna (0,2 mm a 4 mm), a macrofauna (4 mm a 80 mm) e a megafauna (>80 mm). A maioria dos invertebrados da fauna edáfica pode ser classificada em grupos de indivíduos pelos seus tamanhos (micro, meso e macrofauna), enquanto que a megafauna é principalmente representada por vertebrados insetívoros e roedores, bem como por alguns invertebrados de tamanho maior (Brown et al., 2015).

A microfauna compreende os rotíferos, protozoários, nematoides e tardígrados, entre outros invertebrados de tamanho menor do que 0,2 mm. Neste grupo, estão incluídos os animais mais abundantes sobre a face da Terra, que normalmente habitam a lâmina de água presente nos poros do solo (Alves et al., 2017). A mesofauna também é composta por invertebrados de tamanho reduzido, sendo representada por enquitreídeos, pseudoescorpiões, ácaros, colêmbolos, Diplura, Protura, sínfilos, Pauropoda, pequenos insetos e aranhas, entre outros artrópodes pequenos (Brown et al., 2015). A macrofauna compreende as minhocas, cupins, formigas, centopeias, baratas, aranhas, tesourinhas, grilos, caracóis, escorpiões, percevejos, tatuzinhos, traças, larvas e adultos de besouros, entre outros invertebrados de tamanho intermediário (Alves et al., 2017). A megafauna, por sua vez, é o grupo representado pelos maiores animais do solo, tais como pequenos vertebrados (ex.: toupeiras, musaranhos e alguns

roedores), anfíbios e répteis, bem como os grandes invertebrados (ex.: espécies de minhocas grandes ou gigantes (Global..., 2016).

Embora não exista uma correlação direta entre o tamanho dos animais edáficos e suas posições na cadeia trófica alimentar (e, conseqüentemente, suas funções no solo), alguns autores (Brown et al., 2015; Alves et al., 2017) têm atribuído determinadas funções no ecossistema terrestre à micro, meso, macro e megafauna do solo. À microfauna, por exemplo, atribui-se a função de controle de populações no solo (especialmente microbianas), visto que diversas espécies deste grupo se alimentam essencialmente de micro-organismos e de outros invertebrados. Além disso, a microfauna tem papel reconhecido no estímulo da mineralização de nutrientes e também contempla algumas espécies fitófagas (ex.: nematoides). Com base nos hábitos alimentares predominantes da mesofauna (detritívoros, fungívoros e/ou predadores), às espécies deste grupo tem sido atribuída a função de reguladores dos processos de decomposição do material orgânico depositado no solo, visto que participam do fracionamento e consumo de resíduos vegetais da serapilheira, favorecendo o ataque microbiano devido aumentarem a superfície de contato dos materiais e, conseqüentemente, a taxa de decomposição e liberação de nutrientes para o solo (Alves et al., 2017).

As espécies da macrofauna do solo podem ter hábitos alimentares bastante distintos, podendo atuar como geófagas, fitófagas, humívoras, detritívoras, predadoras, parasitas, necrófagas e fungívoras, entre outras (Brown et al., 2001). Contudo, de forma geral, as populações desse grupo têm sido reconhecidas pela sua atuação na fragmentação e distribuição dos restos de vegetais e animais no perfil do solo (longitudinal e horizontalmente). Além disso, devido às suas intensas atividades no solo, certas espécies de cupins, besouros, formigas e, especialmente, de minhocas vêm sendo denominadas de “engenheiras do ecossistema” (Lavelle, 1996; Brown et al., 2001). Quanto à megafauna, com exceção das minhocas, a maioria das espécies se comporta como predadores de animais menores do solo (macro e mesofauna) ou de partes de plantas. Além disso, devido ao seu maior tamanho, são conhecidas por criarem grandes galerias e estruturas biogênicas no perfil do solo.

Contribuição da fauna do solo para os serviços ambientais

As transformações promovidas pelos organismos no solo, sobretudo aquelas que geram benefícios diretos ou indiretos para os seres humanos, são conhecidas por serviços ecossistêmicos (Lavelle et al., 2006; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Esse conceito surgiu nas últimas décadas e, para os ecossistemas terrestres, inúmeros serviços de interesse já foram identificados como prioritários, pois influenciam significativamente no cotidiano da população humana e são fundamentais na manutenção dos ecossistemas naturais e agrícolas (Brown et al., 2015; Alves et al., 2017).

Um dos exemplos mais práticos de serviço ecossistêmico prestado pelos invertebrados no solo está em sua contribuição nos processos que levam à mineralização dos nutrientes contidos na matéria orgânica do solo (MOS). Esse processo de reciclagem dos elementos químicos de resíduos orgânicos depositados em superfície atende boa parte da demanda nutricional das plantas, sendo fundamental para a manutenção dos sistemas de cultivo agrícola e florestal, evitando assim que os agricultores tenham que repor, via adubação, a totalidade dos nutrientes extraídos pelos cultivos (Cortet et al., 1999; Alves et al., 2015).

Além deste exemplo, há inúmeros outros processos ecossistêmicos em que a fauna do solo participa direta e indiretamente e que afetam aspectos econômicos, sociais e, especialmente, o funcionamento sustentável dos ecossistemas. Brown et al. (2015), com base nos dados do Millennium Ecosystem Assessment (2005), descreveram em detalhes diversos benefícios prestados aos ecossistemas terrestres pela fauna edáfica, dos quais alguns foram selecionados e descritos a seguir:

- Pela sua influência na bioturbação e criação de galerias e outras estruturas no solo, a fauna edáfica promove a melhoria da estrutura do solo, aumento da infiltração, drenagem, capacidade de armazenamento de água no solo e, pela contribuição na regulação do escoamento superficial das águas pluviais, auxilia no controle da erosão e enchentes.

- Os organismos da fauna podem ser fonte de alimento para humanos e outros animais, além de estimular a atividade de simbioses e micro-organismos promotores do crescimento de plantas, favorecendo a produção de biomassa vegetal e animal.
- Produção de biomoléculas e fármacos de interesse industrial e medicinal.
- **Ciclagem de nutrientes:** a fauna edáfica participa direta e indiretamente nos ciclos biogeoquímicos do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, bem como dos processos de decomposição e humificação da matéria orgânica, e na dinâmica da troca de gases do efeito estufa entre o solo e a atmosfera.
- **Formação do solo:** a bioturbação, seleção de partículas, deposição de coprólitos superficiais, assim como a distribuição e estímulo microbiano, podem aumentar a taxa de formação do solo (pedogênese).
- **Conservação da biodiversidade:** as modificações realizadas no solo pelos organismos da fauna podem favorecer a criação/manutenção de habitats (e micro-habitats) para outras espécies edáficas, favorecendo a manutenção de comunidades mais diversificadas.
- **Tratamento de resíduos:** uma vez que a fauna participa dos processos de decomposição e estabilização de resíduos orgânicos, algumas espécies podem absorver/degradar pesticidas e outros compostos orgânicos de origem antrópica, resultando na destoxificação e decomposição de substâncias perigosas para os seres humanos. Além disso, certos organismos podem alterar a disponibilidade de metais pesados, seja pelo processo de absorção ou pela liberação de substâncias quelantes no meio.
- **Educação:** a fauna do solo é constante instrumento de educação ambiental (inclusive na educação superior), com objetivo de oferecer melhor manejo do solo e das culturas agrícolas.

Com base nesses exemplos da utilidade dos organismos edáficos para uma melhor qualidade de vida dos seres humanos, melhor produtividade e sustentabilidade dos ecossistemas naturais e agrícolas, verifica-se que é fundamental proteger as espécies que vivem no solo para preservar os processos

ecossistêmicos e serviços ambientais por eles prestados. De acordo com Cardoso et al. (2012), a maneira adequada de se quantificar a saúde do solo (e dos organismos) é inferir sobre parâmetros que o tornam um sistema vivo (ex.: fauna do solo), pois ao utilizar unicamente propriedades químicas e físicas do sistema edáfico, tornam-se incertas as conclusões sobre as propriedades biológicas. Por conta disso, uma vasta gama de indicadores da qualidade biológica e da vida do solo tem sido utilizada para entender os impactos das atividades antrópicas sobre os serviços ecossistêmicos.

Indicadores da fauna do solo para a avaliação dos serviços ambientais

Os indicadores biológicos, também chamados de bioindicadores ou biomarcadores, são, sobretudo, respostas obtidas de organismos vivos que, quando expostos a fatores ambientais estressantes como, por exemplo, intervenções antrópicas no ambiente, podem auxiliar a prever os futuros danos a ecossistemas (Hoffman et al., 2003). A qualidade do solo pode então ser medida pelo uso de bioindicadores, assim como um termômetro mede a temperatura do ambiente ao qual ele está exposto.

Para serem utilizados como indicadores dos processos e serviços dos ecossistemas terrestres, os organismos da fauna do solo precisam ser representativos da região ou solo e do processo ao qual se tem interesse em estudar, além de estarem em contato com os vários fatores de estresse, interagindo, portanto, com os processos físicos, químicos e biológicos do solo. Além disso, quando se utilizam bioindicadores para inferir sobre os serviços ecossistêmicos e serviços ambientais, é fundamental que esses indivíduos possuam funções diretas no sistema edáfico (Cardoso; Alves, 2012).

No contexto atual das intervenções antrópicas envolvendo manejo agrícola, pecuário e de produção florestal, quando pode haver impactos integrados no solo, ou de difícil mensuração como os resíduos de agrotóxicos e fármacos veterinários no solo, os bioindicadores têm sido recomendados principalmente para:

- determinar mudanças e sinais precocemente no meio ambiente;
- identificar com maior clareza as relações de causa-efeito;
- indicar a qualidade de um hábitat de maneira integrada;
- biomonitoramento ambiental visando avaliar a eficácia de ações de remediação de solos impactados.

Nesse sentido, o processo de bioindicação vem sendo feito com base no uso de indivíduos, grupos funcionais e comunidades edáficas. Alguns grupos de organismos da fauna edáfica apresentam maior potencial de uso, tal como é o caso dos besouros, formigas, aranhas, ácaros, colêmbolos, enquitreídeos, nematoides e minhocas (Alves et al., 2017), devido à facilidade de avaliação, baixo custo e inexistência de restrições ao uso (Pankhurst et al., 1997), embora também mereça destaque, pela sua relevância, o uso da microbiota do solo (Cardoso et al., 2012).

A escolha da espécie, parâmetro de medição ou da metodologia utilizada depende dos objetivos do estudo e do tipo de impacto que se pretende detectar. Por exemplo, para se identificar, em curto prazo, o risco tóxico ou perigos relacionados à aplicação de agrotóxicos, dejetos de animais e resíduos industriais, têm-se utilizado ensaios ecotoxicológicos laboratoriais com espécies “padrão” da fauna do solo (especialmente minhocas e colêmbolos). Essas espécies são escolhidas considerando-se a importância da sua contribuição aos serviços ecossistêmicos, sua representatividade dentro de seus grupos funcionais, e que seja alta a sua sensibilidade às alterações no solo. Os impactos mensurados através desse tipo de ensaio podem indicar que, caso ocorra exposição similar em condições naturais, determinados grupos funcionais (ex.: decompositores, predadores e bioturbadores) poderão ter sua funcionalidade comprometida e, por consequência, terem reduzida ou suprimida sua capacidade de atuarem benéficamente nos serviços ecossistêmicos. Porém, a exposição em condições de laboratório representa o pior cenário de exposição, onde, em geral, o efeito sobre o organismo é maior daquele que de fato ocorre a campo, pois nos ensaios laboratoriais desconsideram-se inúmeras variáveis relacionadas às interações entre organismos e seu ambiente (Van Gestel; Van Straalen, 1994).

Por essa razão, a avaliação de risco sobre a fauna ou os serviços ecossistêmicos também pode considerar estratégias cujas condições experimentais se aproximem ao máximo possível daquelas encontradas no campo, tais como ensaios em “semicampo” e em condições de campo (*in situ*). Nesses casos, é possível verificar impactos em nível de indivíduos, populações e comunidades de um ecossistema, usando-se metodologias que consideram as condições ambientais naturais. Entre essas, destacam-se as populações nativas, regimes de chuvas e insolação, possibilitando um alto grau de realismo do ambiente, visto que muitas vezes são realizadas ao ar livre (Isomaa; Lilius, 1995). Contudo, ao aumentar a relevância ecológica das avaliações, o custo se torna mais elevado e a interpretação dos resultados mais complexa, pois é mais difícil determinar relações de causa-efeito (e/ou dose-resposta) entre os níveis de contaminantes e o grau de mudanças nas comunidades, visto que no âmbito de comunidades as relações são muito mais dinâmicas e interdependentes (Clements; Kiffney, 1994). Seja qual for a estratégia utilizada (laboratório, semicampo ou em nível de campo) para avaliar os efeitos sobre os serviços ambientais através da fauna edáfica, é fundamental selecionar adequadamente receptores (bioindicadores) que estão associados aos processos que estão em risco.

Entre as diversas metodologias utilizadas, destacam-se:

- os ensaios de toxicidade, que abrangem diversos níveis de organização biológica, como células, tecidos, órgãos, indivíduos e populações;
- os ensaios comportamentais, como os testes de fuga realizados em laboratório;
- as análises de bioacumulação em tecidos de animais;
- o uso de armadilhas de solo (*pitfalls*);
- amostragens de monólitos de solo (TSBF e Funil de Berlese) para verificação dos efeitos sobre a diversidade e estrutura da comunidade da macro, meso e microfauna do solo (Anderson; Ingram, 1993)
- as avaliações funcionais, que medem o efeito das intervenções antrópicas sobre processos ecossistêmicos realizados pela fauna.

Entre as metodologias que medem as funções da fauna do solo nos processos ecossistêmicos, duas têm destaque por inferir sobre a decomposição da matéria orgânica:

- de forma direta, através do consumo de material orgânico inserido no solo (ensaios com “*litter-bags*”);
- indireta, pela medida da atividade alimentar da fauna do solo *in situ* (ensaios com “*bait-laminas*”). Essa última possui como vantagem a simplicidade de aplicação em campo e, diferentemente dos ensaios com *litter-bags*, não perturba o substrato do solo, necessita de curtos períodos de exposição (poucos dias até algumas semanas) e é rapidamente avaliada (International Organization for Standardization, 2016).

Considerando que o método das *bait-laminas* é de simples aplicação e os seus resultados são de relevância ecológica e de rápida obtenção, a seguir será apresentado um estudo de caso onde foram avaliados os efeitos do uso intensivo de dejetos suínos como fertilizantes do solo sobre a atividade alimentar da fauna do solo.

Estudo de caso: avaliação da atividade alimentar dos invertebrados do solo em área com aplicação intensiva de dejetos de suínos

Introdução

Como consequência da crescente demanda por produtos de origem animal, espécies de rápido desenvolvimento e altas taxas de conversão alimentar, como é o caso dos suínos, representam uma parcela significativa no suprimento desses produtos em nível global (FAO, 2017). Entretanto, com a intensificação da produção de suínos, há também um aumento proporcional da produção de dejetos, o que pode dificultar a sua reciclagem unicamente na condição de fertilizantes do solo nas propriedades agrícolas onde são gerados.

Estima-se que no estado de Santa Catarina somente 15% dos dejetos líquidos de suínos (DLS) gerados recebam manejo e destinação adequada (Gaya, 2004). Atualmente, a alternativa mais facilmente exequível para a destinação dos DLS é o seu uso como fertilizante do solo, quando houver áreas agrícolas suficientes para tal finalidade. Entretanto, o uso contínuo e/ou inadequado desses resíduos pode provocar impactos negativos sobre a fauna edáfica e seus benefícios prestados aos serviços ecossistêmicos (Maccari et al., 2016).

Uma alternativa útil para a avaliação da qualidade de solos agrícolas que receberam altas cargas de dejetos animais é a quantificação da atividade alimentar dos invertebrados do solo, uma vez que esse parâmetro se mostra sensível às perturbações no sistema edáfico. Além disso, é de fácil quantificação *in situ* e fornece informações complementares para a tomada de decisão sobre a realização de um manejo sustentável do solo (Manhães, 2011) e, conseqüentemente, auxilia na valoração dos serviços ecossistêmicos prestados pelo solo.

Considerando que em condições de campo ainda não se tem precisão dos impactos causados pelos dejetos suínos à fauna edáfica, e que a região Oeste de Santa Catarina é um dos principais centros de produção intensiva de suínos, e, por conseguinte, de alta produção de dejetos destes animais (IBGE, 2019; Seganfredo et al., 2018), este estudo de caso teve como objetivo avaliar o impacto do uso intensivo de dejetos de suínos como fertilizante de solos agrícolas sobre a atividade alimentar da fauna invertebrada do solo.

Material e métodos

A avaliação da atividade alimentar da fauna invertebrada do solo foi realizada com base na metodologia descrita pela norma ISO 18311 (International Organization for Standardization, 2016), que padroniza o uso de *bait-laminas* como indicadores da qualidade do solo em condições de campo. A metodologia foi aplicada em um experimento da área experimental do Centro de Pesquisa para Agricultura Familiar (Cepaf), da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), a qual recebe doses de DLS há mais de 20 anos. A área está localizada no município de Chapecó/SC, sob as coordenadas 27°07'S e 57°37'W. O solo da área experimental é classificado como Latossolo vermelho distroférrico e está sob sis-

tema de plantio direto. O histórico de manejo de DLS e das culturas agrícolas utilizadas na área está descrito em Scherer (2012). Na amostragem de verão, a temperatura média no local durante o período de realização do estudo foi de 21 °C, com temperatura mínima de 8,6 °C e máxima de 33,4 °C e precipitação de 532,6 mm. Na amostragem de inverno, a temperatura média no local durante o período de realização do estudo foi de 14,3 °C, com temperatura mínima de 2,4 °C e máxima de 27,8 °C e precipitação de 151,4 mm (Estação Meteorológica da Epagri - Cepaf).

O experimento foi composto por nove parcelas de 5 m x 6 m, com área útil de 20 m² cada, e espaçamento entre parcelas de aproximadamente 1 m de largura. Do total de parcelas, três nunca receberam aplicação de DLS (controle), três recebem o volume de 40 m³/ha de DLS por ano, e as três parcelas restantes receberam 80 m³/ha de DLS por ano, sendo a aplicação do DLS dividida ao longo do ano em quatro doses, sendo adubação de base e cobertura no verão, e base e cobertura no inverno (Scherer et al., 2012).

Foram utilizadas *bait-laminas* fabricadas pela empresa Terra Protecta GmbH (Berlin/Alemanha), as quais são tiras de plástico PVC com 120 mm de comprimento, 6 mm de largura e 1 mm de espessura. Cada *bait-lamina* possui 16 aberturas bicônicas de 1,5 mm de diâmetro, com intervalos de 5 mm cada uma, na sua parte inferior (85 mm). As aberturas das *bait-laminas* foram preenchidas com um substrato (material de isca) pré-fabricado pela mesma empresa, o qual é composto por uma mistura de 70% de celulose, 25% de farelo de trigo fino e 5% de carvão ativado, conforme recomendado por International Organization for Standardization (2016).

As *bait-laminas* foram inseridas no solo em duas épocas distintas: verão (outubro-novembro) e inverno (junho-julho) dos anos de 2017 e 2018, respectivamente, onde permaneceram expostas no interior do solo por um mês. Em cada uma das parcelas, foram inseridas 30 *bait-laminas*, sendo estas dispostas em três linhas (10 em cada), espaçadas por 0,3 m entre lâminas e 1,5 m entre linhas. As lâminas foram inseridas verticalmente no solo, de forma que a última abertura permanecesse logo abaixo da superfície do solo.

Após o período de exposição, as lâminas foram cuidadosamente retiradas do solo e, imediatamente a seguir, foi avaliado o consumo do substrato em cada abertura nas lâminas. Foram assumidas três classes na avaliação do con-

sumo nas aberturas: 100%, para o consumo total da isca na abertura; 50%, para o consumo parcial; e 0%, para as aberturas onde não houve consumo. Para a análise dos dados, foi realizada a média do percentual de consumo do material de isca do conjunto de *bait-laminas* inseridas em cada parcela. A avaliação da atividade alimentar ao longo do perfil do solo foi realizada com base nas médias dos percentuais de consumo alimentar nos conjuntos de aberturas sob a mesma profundidade, considerando 30 lâminas por parcela. Os resultados da avaliação foram testados através de análise de variância (ANOVA) e, quando encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$), as médias dos tratamentos com DLS foram comparados com a média do controle, utilizando-se o teste de *Dunnett* ($p < 0,05$), por meio do software R 3.0.2.

Resultados e discussão

Neste estudo, foi identificado um percentual total da atividade alimentar superior a 30% em todos os níveis de profundidade analisados ao longo do perfil de solo, tornando o teste válido (Figura 1A). Conforme a ISO 18311 (International Organization for Standardization, 2016), para que o teste com *bait-laminas* possa ser considerado válido, pelo menos 30% das aberturas contendo material de isca devem ter sido perfuradas em um dos 16 níveis de profundidade do perfil de solo.

No primeiro período de avaliação (verão), as atividades alimentares médias nos tratamentos com DLS foram significativamente maiores que a média do tratamento controle (Figura 1A). Entretanto, no segundo período de avaliação (inverno), não foram identificadas diferenças significativas entre os tratamentos (Figura 1B).

Na amostragem do verão (Figura 2A), as atividades alimentares nas diferentes profundidades do solo foram similares àquelas das diferentes profundidades do tratamento controle. Além disso, foi observado que, mesmo nos tratamentos onde houve consumo mais elevado do substrato (40 m³/ha por ano e 80 m³/ha por ano), o padrão de consumo se manteve similar nas diferentes profundidades (Figura 2A). Nesse período de avaliação, as diferenças entre os tratamentos com adição de DLS e o tratamento controle se mantiveram em todas as profundidades.

Na amostragem de inverno (Figura 2B), a atividade (consumo alimentar) em geral foi maior em superfície, sendo reduzida com o aumento da profundidade para todos os tratamentos. Além disso, neste caso, não houve diferença significativa entre os tratamentos para nenhuma das profundidades amostradas (Figura 2B).

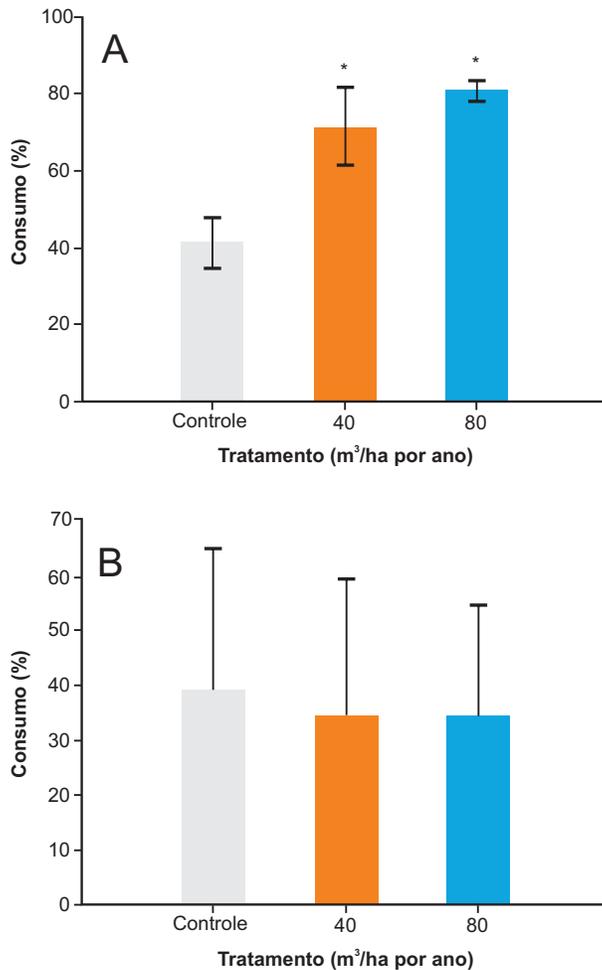


Figura 1. Percentual total da atividade alimentar nas *bait-laminas* inseridas nos três tratamentos, após um mês de exposição, no verão (A) e inverno (B). Asterisco (*) indica um aumento significativo ($p < 0,05$) da atividade alimentar no tratamento, comparado ao controle pelo teste de *Dunnnett*.

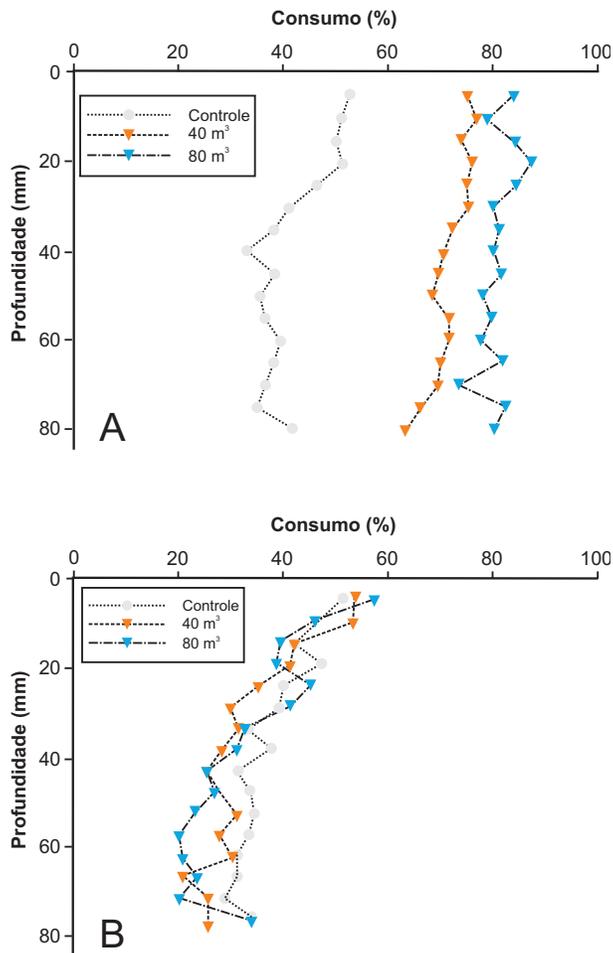


Figura 2. Percentual total do consumo alimentar nas *bait-laminas* inseridas nos três tratamentos analisados, em diferentes profundidades do perfil de solo, após um mês de exposição, no verão (A) e inverno (B).

Para a amostragem de verão, a atividade alimentar total nas parcelas que receberam aplicação de 40 m³/ha de DLS por ano, apresentou um crescimento de 30% em relação às parcelas que não receberam a fertilização. Já o crescimento total da atividade alimentar nas parcelas que receberam aplicação de 80 m³/ha de DLS por ano aumentou em 39,3% comparativamente àquele das parcelas controle. Esse aumento pode estar relacionado

ao aumento da disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica (MO) para a fauna do solo, a partir da aplicação dos fertilizantes orgânicos (dados não apresentados). Além disso, as temperaturas mais altas em relação ao inverno também podem ter contribuído para o aumento da densidade populacional e a atividade alimentar da fauna edáfica. No caso da amostragem de inverno, a semelhança nos padrões de consumo alimentar entre os tratamentos pode ser atribuída, principalmente, às condições climáticas, destacando-se as baixas temperaturas, que normalmente são menos favoráveis à atividade da fauna. Em função disso, tais condições podem reduzir a atividade a um consumo basal, impossibilitando a detecção de diferenças entre tratamentos. Este também pode ser o motivo pelo qual a atividade alimentar foi mantida com maior intensidade próximo à superfície do solo.

Nas parcelas que receberam aplicação de DLS, os percentuais de consumo alimentar no verão, em diferentes profundidades, mantiveram-se elevados (acima de 65% em todas as profundidades) mesmo com o aumento da profundidade do perfil do solo (Figura 2A). Esses resultados podem estar relacionados à adição de matéria orgânica ao solo via DLS, uma vez que, com o tempo, a MO proveniente dos DLS pode ter atingido maiores profundidades no solo e, assim, estimulado a atividade dos organismos edáficos em diferentes profundidades (Correia; Oliveira, 2000).

O consumo alimentar no verão na profundidade de até 20 mm no tratamento com aplicação de 80 m³/ha por ano foi de 75,83%. Esse valor se assemelha aos 68,9% encontrados por Silva (2015), a partir da exposição de *bait-laminas* durante 40 dias próximos ao mês de agosto, em solos com aplicação de 200 m³/ha de DLS por ano, por 14 anos. Ressalta-se que o período de exposição das *bait-laminas* utilizado pelo referido autor foi superior ao deste estudo, o que também poderia ter contribuído para um percentual de atividade alimentar mais elevado. Entretanto, a quantidade de DLS aplicado por Silva (2015) foi mais do que o dobro da maior dose de DLS aplicado neste estudo de caso (80 m³/ha por ano), o que, juntamente com as características meteorológicas do local e com as particularidades do tipo de solo e do material de isca utilizado, pode ter influenciado os percentuais de consumo alimentar do solo, tornando- os similares ao deste estudo.

Silva (2015) não verificou diferenças significativas no consumo alimentar de áreas de pastagem que receberam aplicação de 200 m³/ha de DLS por ano, em comparação com áreas de mata nativa (controle), sem adição de DLS. Entretanto, nesse caso, os altos índices de atividade alimentar verificados nas áreas escolhidas para comparação podem ser atribuídos ao equilíbrio físico e biológico, característico de áreas de mata nativa, e, por isso, mesmo que os DLS tenham aumentado a atividade alimentar, esse aumento pode não ter sido suficiente para que atividade alimentar das áreas com DLS se equiparasse àquelas das áreas de mata nativa. No presente estudo, a similaridade de consumo alimentar entre tratamentos no período de inverno foi atribuída principalmente a uma redução geral na atividade dos organismos do solo, como consequência da baixa precipitação pluviométrica e baixas temperaturas.

Outro fator que pode ter influenciado positivamente a atividade alimentar da fauna do solo no verão foi o parcelamento da quantidade de DLS aplicada ao solo. Ressalta-se que, como as doses de 0 m³/ha, 40 m³/ha e 80 m³/ha foram parceladas em quatro aplicações anuais (duas por cultura), a maior dose de DLS aplicada de uma só vez no solo foi de 20 m³/ha. A partir desses resultados, pode-se considerar a hipótese de que o parcelamento das aplicações dos DLS diminuiria os riscos de impacto negativo na fauna do solo comparativamente à aplicação em dose única. Porém, para o cálculo da dose indicada para cada cenário de campo, deverão ser considerados vários outros fatores. Entre eles estão a observação das recomendações oficiais de adubação e de calagem e a legislação vigente aplicada ao assunto, de modo a garantir a adequada nutrição de plantas evitando-se que ocorra excessivo acúmulo de nutrientes no solo. Além disso, deverão ser utilizadas práticas de manejo do solo e dos DLS que possibilitem diminuir as perdas de nutrientes do solo por lixiviação e erosão (Santa Catarina, 2014).

Neste estudo de caso, o cálculo das doses e a opção pelo seu parcelamento em quatro aplicações anuais foram feitas a partir das recomendações oficiais e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (Manual..., 2016). A observância dessas recomendações e a opção pelo parcelamento das doses podem ter favorecido um melhor aproveitamento dos nutrientes do solo e dos DLS e estimulado a atividade alimentar da fauna edáfica, além de contribuir para a qualidade ambiental, destacando-se o solo,

as águas e a atmosfera, sendo esta última, pela diminuição dos gases de efeito estufa, comparativamente às aplicações em dose única.

Durante as avaliações do consumo das iscas nas *bait-laminas*, alguns organismos puderam ser visualizados na área, inclusive juntos ao material de isca, como foi o caso de minhocas (Figura 3). Dessa forma, é possível concluir que certos grupos edáficos estão diretamente relacionados ao consumo alimentar do material de isca. Alguns autores sugerem que o grupo das minhocas tem grande participação no aumento do consumo alimentar da fauna do solo, indicando que as áreas com alta atividade alimentar provavelmente possuem alta densidade de minhocas (Hamel et al., 2007; Podgaiski et al., 2011). Foi observado por Segat et al. (2015) que a aplicação de baixas doses de DLS (25 m³/ha) num Latossolo pode favorecer as taxas de reprodução de minhocas, porém, em Neossolo quartizarênico, a aplicação de 30 m³/ha de DLS pode ter efeitos negativos sobre as populações dos oligoquetas. Além disso, conforme Alves (2007), embora a adição de DLS possa beneficiar a abundância e a diversidade da macrofauna edáfica (ex.: minhocas), esse tipo de manejo pode prejudicar a diversidade e a densidade da mesofauna edáfica. Maccari et al. (2016) também evidenciam que em Neossolo doses de 10 m³/ha e 25 m³/ha em uma única aplicação podem causar efeitos negativos sobre a taxa de reprodução e sobrevivência de minhocas (macrofauna) e colêmbolos (mesofauna).



Foto: Paulo Alves

Figura 3. *Bait-lamina* durante a avaliação da atividade alimentar. Na imagem, observa-se a ilustração dos substratos (iscas) parcialmente consumidos e a presença de uma minhoca atravessando o orifício que contém as iscas.

Com base nesses estudos, verifica-se que, mesmo que um dos benefícios ambientais prestados pelas minhocas (ex.: consumo da MO do solo) possa ser favorecido pela adição de DLS no solo em determinadas condições, é necessário avaliar os impactos sobre outros serviços prestados pela mesofauna, como, por exemplo, o controle de pragas. Além disso, enfatiza-se a importância de se considerar a relação dos invertebrados com as propriedades do solo para a definição da dose de DLS a ser aplicada, uma vez que, junto à composição dos DLS, as características do solo podem influenciar a sobrevivência, a taxa de reprodução, o comportamento das espécies (Segat et al., 2015) e, conseqüentemente, seus serviços prestados ao solo.

Conclusões

Os resultados deste estudo de caso demonstram que o reaproveitamento de DLS como fertilizante orgânico no solo, quando respeitadas as características edáficas e os limites das dosagens, incluindo o parcelamento das aplicações, pode estimular ou não a atividade alimentar da fauna do solo, dependendo da estação do ano.

A partir dos resultados deste estudo de caso, reforça-se a necessidade de pesquisas futuras para identificar as espécies da fauna edáfica envolvidas no estímulo da atividade alimentar decorrente da aplicação de DLS no solo, bem como de que sejam avaliadas as influências do tipo de solo e da sazonalidade sobre os impactos que a aplicação de dejetos suínos pode ter nos serviços ecossistêmicos prestados pela fauna do solo.

Referências

ALVES, M. V. **Fauna do solo influenciada pelo uso de fertilizantes minerais e dejetos suínos na sucessão aveia milho, sob semeadura direta**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.

ALVES, P. R. L.; NIEMEYER, J. C.; CARDOSO, E. J. B. N. Section I: Terrestrial Invertebrates as Experimental Models Chapter 1. The Use of Non-standardized Invertebrates in Soil Ecotoxicology. In: LARRAMENDY, M. L. (Org.). **Issues in Toxicology**. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2017. v. 1. p. 1-30.

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. 2nd ed. Wallingford: CAB International, 1993.

- BROWN, G. G.; FRAGOSO, C.; BAROIS, I.; ROJAS, P.; PATRON, J. C.; BUENO-VILLEGAS, J.; MORENO, A. G.; LAVELLE, P.; ORDAZ, V. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. **Acta Zoológica Mexicana**: Nueva Série, n. especial, p. 79-110, 2001.
- BROWN, G. G.; NIVA, C. C.; ZAGATTO, M. R. G.; FERREIRA, S. de A.; NADOLNY, H. S.; CARDOSO, G. B. X.; SANTOS, A.; MARTINEZ, G. de A.; PASINI, A.; BARTZ, M. L. C.; SAUTTER, K. D.; THOMAZINI, M. J.; BARETTA, D.; SILVA, E. da; ANTONIOLLI, Z. I.; DECAËNS, T.; LAVELLE, P. M.; SOUSA, J. P.; CARVALHO, F. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF : Embrapa, 2015. p. 121-154.
- CARDOSO, E. J. B. N.; VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, p. 274-289, 2012. DOI: 10.1590/S0103-90162013 000400009.
- CARDOSO, E. J. B. N.; ALVES, P. R. L. Soil Ecotoxicology. In: BEGUM, G. (Ed.). **Ecotoxicology**. Rijeka: InTech - Open Access Publisher, 2012. p. 27-50.
- CLEMENTS, W. H.; KIFFNEY P. M. Assessing contaminant effects at higher levels of biological organization. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 13, p. 357-359, Marc. 1994. DOI: 10.1002/etc.5620130301.
- CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. **Fauna do solo**: aspectos gerais e metodológicos. Seropédica: Embrapa Agrobiologia; 2000. p. 46.
- CORTET, J.; VAUFLERY, A. G.; BALAGUER, N. P.; GOMOT, L.; TEXIER, C.; CLUZEAU, D. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. **European Journal of Soil Biology**, v. 35, n. 3, p. 115-134, Dec. 1999.
- DECAËNS, T. et al. The values of soil animals for conservation biology. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, n. 1, S23–S38, 2006.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Pigs and Animal Production**. Rome, 2017. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/againfo/themes/en/pigs/production.html>>. Acesso em: 30 jun. 2019.
- GAYA, J. P. **Indicadores biológicos no solo como uma alternativa para o uso racional de dejetos de suínos como adubo orgânico**. 2004. Dissertação (Mestrado em agroecossistemas) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- GLOBAL soil biodiversity atlas. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016.
- HAMEL, C.; SCHELLENBERG, M.; HANSON, K.; WANG, H. Evaluation of the “*bait-lamina test*” to assess soil microfauna feeding activity in mixed grassland. **Applied Soil Ecology**, v. 36, p. 199-204, May 2007. DOI: 10.1016/j.apsoil.2007.02.004.
- HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON JR., G. A.; CAIRNS JR., J. **Handbook of Ecotoxicology**. London, UK: Blackwell Scientific Publications, 2003. v. 2.

- IBGE. **Pesquisa da Pecuária Municipal**: séries históricas. Rio de Janeiro, RJ, 2019. Disponível: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?edicao=22651&t=series-historicas>> Acesso em: 30 Jul. 2019.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO-18311**: soil quality-method for testing effects of soil contaminants on the feeding activity of soil dwelling organisms – *Bait-lamina* test. Geneva, 2016.
- ISOMAA, B.; LILIUS, H. The urgent need for in vitro tests in ecotoxicology. **Toxicology in vitro**, v. 9, n. 6, p. 821-5, Nov. 1995. DOI: 10.1016/0887-2333(95)00085-2.
- LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology International**, v. 33, p. 3-16, 1996.
- LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, n. 1, p. S3-S15, Apr. 2006. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2006.10.002.
- MACCARI, A. P.; BARETTA, D.; PAIANO, D.; LESTON, S.; FRETAS, A.; RAMOS, F.; SOUSA, J. P.; KLAUBER FILHO, O. Ecotoxicological effects of pig manure on *Folsomia candida* in subtropical Brazilian soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 314, p. 113-120, Mar. 2016. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.04.013.
- MANHÃES, C. M. C. **Caracterização da fauna edáfica de diferentes coberturas vegetais no norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil**. 2011. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ.
- MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.
- PANKHURST, C.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. **Biological Indicators of Soil Health**. Cambridge: CAB International, 1997.
- PAOLETTI, M. G. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, p. 137-155, June 1999. DOI: 10.1016/S0167-8809(99)00034-1.
- PODGAISKI, L. R.; SILVEIRA, F. S.; MENDONÇA JÚNIOR, M. S. Avaliação da atividade alimentar dos invertebrados de solo em campos do sul do Brasil - *Bait-Lamina* Test. **Entomo Brasiliis**, v. 4, n. 3, p. 108-113, 2011.
- SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Fundação do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 11, **Suinocultura**, de 21 fev. 2009, atualizada em 14 nov. 2014. Florianópolis: SDS/ FATMA, 2014. 37 p. Disponível em: <https://static.fecam.net.br/uploads/273/arquivos/654746_in_11_Suinocultura.pdf>. Acesso em: 30 Jun. 2019.

SCHERER, E. E. Efeito do uso prolongado de esterco líquido de suínos e adubo nitrogenado sobre componentes da acidez do solo. **Agropecuária Catarinense**, v. 25, n. 2, p. 68-73, 2012.

SEGANFREDO, M. A.; BERNARDO, E. L.; POZZO, R. C. Proposta de balanço de nutrientes para uma propriedade rural típica da produção animal intensiva do Oeste de Santa Catarina. In: SIMPÓSIO DA CIÊNCIA DO AGRONEGÓCIO, 6. **Anais...** Porto Alegre: UFRGS, 2018.

SEGAT, J. C.; ALVES P. R.; BARETTA, D.; CARDOSO, E. J. Ecotoxicological evaluation of swine manure disposal on tropical soils in Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 122, p. 91-97, June 2015. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2015.07.017.

SILVA, D. M. **Biota do solo em pastagens sobre aplicação sucessiva de dejetos suínos**. 2015. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

VAN GESTEL, C. A. M.; VAN STRAALLEN, N. M. Ecotoxicological test systems for terrestrial invertebrates. In: M. H. DONKER, M. H.; EIJSACKERS, H.; HEIMBACH, F. (Ed.) **Ecotoxicology of Soil Organisms**. Boca Raton: CRC Press, 1994. p. 205-229.