



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

CAMPUS CURITIBANOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOSISTEMAS AGRÍCOLAS E NATURAIS

Nádia da Silva

**Aplicação de resíduo de indústria de papelão em áreas de reflorestamento de pinus:
avaliação ecotoxicológica e ecológica**

Curitibanos

2020

Nádia da Silva

**Aplicação de resíduo de indústria de papelão em áreas de reflorestamento de pinus:
avaliação ecotoxicológica e ecológica**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais da Universidade Federal de Santa Catarina – Campus de Curitibanos, para obtenção do título de Mestre em Ciência.

Orientador: Prof.^a Júlia Carina Niemeyer, Dra.
Coorientador: Prof. Tancredo Augusto Feitosa de Souza, Dr.

Curitibanos

2020

Ficha de identificação da obra

Silva, Nádia

Aplicação de resíduo de indústria de papelão em áreas de reflorestamento de pinus: avaliação ecotoxicológica e ecológica / Nádia Silva ; orientador, Júlia Carina Niemeyer, coorientador, Tancredo Augusto Feitosa de Souza , 2020.

78 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Curitibanos, 2020.

Inclui referências.

1. Ecossistemas Agrícolas e Naturais. 2. Lodo de papel reciclado. 3. Ecotoxicologia . 4. Fauna do solo. I. Niemeyer, Júlia Carina. II. Feitosa de Souza , Tancredo Augusto . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais. IV. Título.

Nádia da Silva

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.^a Vanessa Bezerra de Menezes Oliveira, Dra.
Universidade de São Paulo

Prof. Alexandre Siminski, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Ciências.

Prof. Alexandre Siminski, Dr.
Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof.^a Júlia Carina Niemeyer, Dra.
Orientador(a)

Curitiba, 2020.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e a Nossa Senhora Aparecida, pela saúde e força que me concederam durante toda a caminhada.

Agradeço em especial a minha família meu pai Amarildo da Silva, minha mãe Eracema, minha irmã Neila e meu cunhado Cláudio, por tudo que sempre fizeram e fazem por mim, pelo carinho e principalmente pelo apoio e força que me dão em todas as minhas decisões.

Ao Fabrício Pereira dos Santos meu companheiro, com quem compartilhei todos os desafios, dificuldades, alegrias e conquistas durante esse período.

As minhas amigas Luciane Teixeira Stanck e Mayrine Silva, pelo apoio, ajuda, companheirismos e amizade, tanto nas horas de lazer como nas atividades de pesquisa. Sem vocês não seria possível, muito obrigada de coração.

Aos meus colegas de turma, por todos os momentos de aprendizado, alegrias e de desespero em que tivemos que nos apoiar uns aos outros. Em especial as minhas colegas Anna Karoline Meirelles e Letícia Dias, pelas caronas, almoços animados no RU, risadas, trabalhos realizamos juntos e por toda a amizade construída durante esse tempo de convivência.

A orientadora Júlia Carina Niemeyer, pelos ensinamentos, compreensão, amizade e broncas que foram fundamentais durante esse período, e que me tornaram muito melhor como pessoa e como profissional e pelo apoio para continuar a caminhada acadêmica. E ao co-orientador Tancredo Souza, pelo apoio e ajuda na reta final e decisiva dessa caminhada. A vocês toda a minha admiração e meu muito obrigado.

Ao grupo de pesquisa NECOTOX, colegas incríveis e que foram fundamentais para execução do presente trabalho. Em especial a Ana Kroll, Guilherme Alves e Andrei Munhoz que acompanharam o trabalho de perto e sempre estiveram disponíveis para ajudar. Vocês são os melhores!

Aos servidores terceirizados e técnicos administrativos, que estiveram presentes em algum momento dessa caminhada, obrigada pelo carinho, ajuda e compreensão. E a todos os professores do PPGEAN, profissionais de excelente qualidade e comprometidos em fazer o melhor possível para tivéssemos uma formação de qualidade.

A UFSC – Campus Curitibanos, pela oportunidade de realização de uma Pós-graduação. A indústria de papelão que cedeu o resíduo para a realização do presente trabalho, obrigada pela parceria e oportunidade. E a CAPES e FAPESC pela bolsa concedida.

Enfim, muito obrigada a todos que de uma forma ou outra estiveram presentes e contribuíram para que eu conseguisse chegar até aqui.

RESUMO

A indústria de papel reciclado é geradora de passivos ambientais na forma de resíduos sólidos, denominados lodo de papel reciclado. Esse lodo tem grande potencial de uso, um exemplo, é a utilização como insumo agrícola e florestal, atuando na correção e manutenção da fertilidade dos solos. Porém, são necessários estudos com evidências científicas e resultados de campo para encontrar técnicas seguras para a aplicação desses resíduos no solo, pois esse tipo de lodo apresenta alguns componentes orgânicos e inorgânicos (e.g., hidrocarbonetos alifáticos, ftalatos e dietilftalato) que podem ser prejudiciais ao ambiente. Portanto, os objetivos da presente dissertação foram: 1) avaliar a ecotoxicidade do lodo de papel reciclado, a partir de ensaios em laboratório com invertebrados de solo e plantas, e 2) avaliar os efeitos a curto e longo prazo da aplicação do lodo de papel reciclado sobre a composição da comunidade da fauna do solo em um plantio de *Pinus taeda*. Para tanto, utilizou-se: a) ensaios de fuga e reprodução com invertebrados de solo, utilizando concentrações de 80 t/ha e 100 % do lodo de papel reciclado; b) ensaio com elutriato do resíduo; e c) ensaio de crescimento e desenvolvimento de uma espécie arbórea exposta a diferentes concentrações do resíduo. Em campo, dividiu-se a área de estudo, situada no interior do município de Curitiba, SC, em: área controle (sem a aplicação do resíduo); e áreas curto e longo prazo de aplicação do resíduo. Foram realizadas a uma coleta na Primavera de 2018 e outra no Outono de 2019. Para cada tratamento foram delineadas três parcelas, em cada uma foram instaladas três armadilhas do tipo “*pitfall*” (i.e., para extração de indivíduos da fauna do solo), quatro conjuntos com oito lâmina-isca (i.e., para avaliar a atividade alimentar da fauna do solo) e foram retiradas três amostras de solo (i.e., para a análise química). Todos os dados foram avaliados estatisticamente. Observou-se a partir dos resultados que o lodo de papel reciclado apresenta: 1) efeito negativo sobre a reprodução de colêmbolos, tanto para as concentrações elaboradas em laboratório quanto para as amostras trazidas de campo; 2) efeito negativo sobre o crescimento de *Lemna minor* e *Mimosa scabrella*; 3) Observou-se efeito negativo da aplicação do resíduo sobre a abundância de indivíduos da fauna edáfica; 4) Diferença significativa entre as áreas para os índices de Shannon e de Simpson; 5) Redução na atividade alimentar da fauna do solo nas parcelas com longo prazo de aplicação. Conclui-se que o lodo de papel reciclado exerce efeito negativo sobre a composição e atividade da comunidade da fauna do solo. Portanto, com base nos resultados observados, são recomendados novos estudos avaliando diferentes formas de pré-tratamento para o uso do resíduo em áreas agrícolas e florestais.

Palavras-chave: Ecotoxicidade. Fauna do solo. Lodo de papel reciclado.

ABSTRACT

The paper recycling industry produces environmental liabilities such as a kind of residue, also called recycled paper sludge. The use of this type of sludge may present great potential in both the agriculture and forestry sectors acting on the correction and maintenance of soil fertility. However, we need more studies using scientific evidence and field results to find safe techniques to use the recycled paper sludge as a soil promoter, especially because this kind of sludge presents some harmful inorganic and organic components (e.g., aliphatic hydrocarbon, phthalates, diethylphthalate) the environmental health. The aims of this dissertation were: 1) to evaluate the ecotoxicity of recycled paper sludge using laboratory ecotoxicity tests with soil invertebrates and plants, and 2) to evaluate the short- and long-term effects of using the recycled paper sludge on the soil fauna community composition in a *Pinus taeda* field. To achieve these aims, we used the following tests: a) avoidance and reproduction tests with soil invertebrates, using the concentrations of 80 t/ha and 100% of the recycled paper sludge; b) eluate test; and c) test with tree species growth. The field experiment was located at Curitibaanos, SC, Brazil. We studied three areas as treatments: a control area (without any application of the recycled paper sludge); and short- and long-term areas of application. The field sample was performed in the Spring-Fall 2018/19. In each treatment, we set out three plots. For each plot, we installed three “pitfall” traps (i.e., for extract soil biota individuals), four sets with eight bait-lamina (i.e., to access soil feeding activity) and three soil core samples (i.e., to characterize soil chemical properties). We perform statistical analyses for all databases. Our results show that the use of recycled paper sludge presents: 1) Negative effects on the reproduction of the collembolans in both laboratory and field samples; 2) Negative effects on *Lemna minor* and *Mimosa scarabella* growth; 3) Negative effects on the abundance of soil fauna individuals; 4) Significant differences among the studied treatments for Shannon and Simpson indices; 5) Reduction of the soil fauna feeding activity in the long-term application of the recycled paper sludge. We conclude that the use of the recycled paper sludge can promote negative effects on soil fauna community composition and activity. Therefore, based on the observed results, new studies are needed, evaluating different forms of previous treatment for the use of residues in agricultural and forest areas.

Keywords: Ecotoxicity. Recycled paper sludge. Soil fauna

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1: Resíduo de indústria de papelão: efeito sobre invertebrados e plantas terrestres e aquáticas.

- Figura 1 – Resposta de comportamento de fuga de *F. candida* nos ensaios com o resíduo de papelão (Média ± Desvio padrão).29
- Figura 2 - Número médio de juvenis de colêmbolos quando expostos a concentração de resíduo de papelão preparados em laboratório e quando expostos a solos que receberam a aplicação de resíduo em campo. (A) *F. candida* para concentrações realizadas em laboratório, (B) *P. minuta* para concentrações realizadas em laboratório, (C) *F. candida* para solos das áreas onde já houve aplicação do resíduo, (D) *P. minuta* para solos das áreas onde jpa houve aplicação do resíduo. (*) Diferença significativa segundo teste de Dunnett ($p < 0,05$). 31
- Figura 3 - Número de juvenis (média ± desvio padrão) de *Enchytraeus crypticus* nos tratamentos com resíduo e no controle. Co = controle, solo de plantio de pinus; Res 80 t/ha = 80 t/ha do resíduo de papelão; Res 100% = 100% do resíduo. (*) Diferença estatisticamente significativa na ANOVA, teste de Dunnett ($p < 0,05$). 33
- Figura 4 - Concentrações de elutriado obtido a partir do resíduo de papelão e seus efeitos para *L. minor*. (A) Número de frondes. (B) Comprimento de raiz (cm) e (C) massa seca (mg). (*) Diferenças estatisticamente significativas, teste de Dunnett ($p < 0,05$). 34
- Figura 5 - Comprimento de raízes de alface (*Lactuca sativa*) expostas a diferentes concentrações de elutriado preparado a partir do resíduo de papelão. (*) Diferença estatística pelo teste de Dunnett ($p < 0,05$). 36
- Figura 6 - Comprimento (cm) e peso seco (mg) de raiz e parte aérea de plântulas de *M. scabrella* expostas a diferentes concentrações de resíduo de indústria de papelão. (A) comprimento parte aérea, (B) comprimento de raiz, (C) massa seca parte aérea, (D) massa seca raiz. (*) diferença estatística significativa segundo teste de Dunnett ($p < 0,05$). 37

Capítulo 2: Influência da aplicação de lodo de papel reciclado em áreas de *Pinus taeda* sobre a fauna do solo.

- Figura 1 - Dados de precipitação (mm) e temperatura do ar (°C) para o município de Curitibanos, SC, durante o período de realização do experimento. 49

Figura 2 - Porcentagem de consumo das lâminas-iscas para as áreas controle, curto e longo prazo de aplicação do resíduo nos períodos da primavera de 2018 e outono de 2019. (*) diferença significativa segundo o teste de Dunnett ($p < 0,05$).	58
Figura 3 - Escalonamento multidimensional não-métrico baseado nos dados de diversidade de Ordens/grupos e características físico-químicas do solo para as áreas de estudo (A) e dos períodos de coleta (B). Gerado a partir do programa R (R Core Team, 2019).	60
Figura 4 - Análise de componentes principais (PCA) para as áreas em estudo e para os períodos de coleta.....	61
Figura 5 - Índice de qualidade biológica do solo para cada área de estudo.	63

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1: Resíduo de indústria de papelão: efeito sobre invertebrados e plantas terrestres e aquáticas.

Tabela 1 - Resultado da análise química do lodo de papel reciclado de indústria de papelão. Determinações realizadas para base seca do resíduo, como também para base úmida.....	19
Tabela 2 - Valores de metais pesados presente no resíduo de papel reciclado de indústria de papelão. (<) menor que o limite de quantificação.	19
Tabela 3 - Valores de pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio (mg/L) para as concentrações de elutriato, ao início e ao final do ensaio com a macrófita <i>L. minor</i>	36

Capítulo 2: Influência da aplicação de lodo de papel reciclado em áreas de *Pinus taeda* sobre a fauna do solo.

Tabela 1 - Caracterização química do lodo de papel reciclado.	49
Tabela 2 - Dados da análise química dos solos do área controle e das áreas com curto (ocorreu entre 2017 e 2018) e longo prazo (desde 2016) de aplicação do resíduo.....	50
Tabela 3 - Abundância (média \pm desvio padrão) de Ordens de macro- e mesofauna edáfica, coletadas por armadilhas pitfall na área de estudo, em duas estações do ano (Primavera de 2018 e Outono de 2019).	55
Tabela 4 - Índice de diversidade de Shannon-Weaver, Simpson e Riqueza para as Ordens de macro e mesofauna edáficas, coletadas nos diferentes tratamentos e para cada as estações do ano (Primavera e Outono) avaliadas.....	57

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	13
Capítulo 1: Resíduo de indústria de papelão: efeito sobre invertebrados e plantas terrestres e aquáticas	15
1 INTRODUÇÃO	17
2 MATERIAIS E MÉTODOS	18
2.1 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO	18
2.2 ORGANISMOS-TESTE	20
2.2.1 Colêmbolos	20
2.2.2 Enquitreídeos	21
2.2.3 Lentilha d'água	22
2.3 ENSAIOS E DELINEAMENTO	23
2.4 ANÁLISE DOS DADOS	28
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
3.1 ENSAIO DE FUGA	29
3.2 ENSAIO DE REPRODUÇÃO DE COLÊMBOLOS	30
3.3 ENSAIO DE REPRODUÇÃO DE ENQUITREÍDEOS	32
3.4 ENSAIO COM ELUTRIATO COM LENTILHA D'ÁGUA	33
3.5 GERMINAÇÃO E TAMANHO DE RAIZ DE ALFACE	35
3.6 ENSAIO COM A ESPÉCIE ARBÓREA BRACATINGA	36
4 CONCLUSÃO	38
REFERÊNCIAS	39
Capítulo 2: Influência da aplicação de lodo de papel reciclado em áreas de <i>Pinus taeda</i> sobre a fauna do solo.	44
1 INTRODUÇÃO	46
2 MATERIAL E MÉTODOS	48
2.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO	48
2.2 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO RESÍDUO	49
2.3 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DAS ÁREAS EM ESTUDO	50
2.4 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E AVALIAÇÕES DE CAMPO	51
2.5 MÉTODOS DE AMOSTRAGEM E IDENTIFICAÇÃO DE ORGANISMOS EDÁFICOS	51

2.5.1	Armadilhas “Pitfall”	51
2.5.2	Avaliação da atividade alimentar da fauna do solo	52
2.6	ANÁLISE DOS DADOS	52
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
3.1	COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DA FAUNA DO SOLO	53
3.2	ÍNDICES ECOLÓGICOS E QUALIDADE BIOLÓGICA DO SOLO	57
3.3	ATIVIDADE ALIMENTAR DA FAUNA DO SOLO	58
3.4	ANÁLISE MULTIVARIADA	59
3.5	ÍNDICE DE QUALIDADE BIOLÓGICA DO SOLO - IQBS	63
4	CONCLUSÃO	64
	REFERÊNCIAS	65
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	71
	REFERÊNCIAS	72
	APÊNDICES	74

INTRODUÇÃO GERAL

O descarte adequado de resíduos é um dos grandes desafios das indústrias, pois geralmente são encaminhados para aterros sanitários/industriais, embora aceita esta técnica é pouco sustentável e muito onerosa (SANTOS; ROCHA, 2012). A indústria de papel reciclado é geradora de passivos ambientais, na forma de resíduos sólidos, denominados lodo de papel reciclado (FARIA et al., 2015). Segundo Santos e Rocha (2012), os lodos gerados a partir da reciclagem de papel tem grande potencial para utilização nos setores agrícola e florestal. Um exemplo disto é a utilização como insumo agrícola e florestal, pois além de evitar os problemas ambientais gerados a partir da sua armazenagem e guarda, pode ser utilizado na correção do pH e manutenção da fertilidade dos solos, onde são aplicados (MAEDA; COSTA; SILVA, 2010). O lodo de papel reciclado é rico em óxidos de cálcio e magnésio, compostos potenciais para uso como corretivos da acidez do solo (BALBINOT JUNIOR et al., 2006 e 2014). No entanto, são necessários estudos para avaliar os efeitos que o uso e aplicação desses resíduos pode causar no solo, pois alguns componentes presentes neles podem ser prejudiciais ao ambiente, como por exemplo, chumbo, cádmio, cromo, níquel e mercúrio (BALBINOT JÚNIOR et al., 2006; MAEDA; COSTA; SILVA, 2010).

Ensaio ecotoxicológicos com organismos vivos podem fornecer informações sobre os efeitos de substâncias e resíduos aos componentes vivos do ecossistema. A partir desses ensaios, é possível indicar uma resposta mais precisa sobre a toxicidade de contaminantes, presentes no ambiente e biodisponíveis para os organismos vivos (SISINNO et al., 2019). Portanto, a utilização desses ensaios para avaliação do lodo de papel reciclado pode responder os impactos que a aplicação desse resíduo no solo pode causar aos organismos do solo. Os ensaios de ecotoxicidade para amostras de solo e resíduos sólidos utilizam espécies de invertebrados como minhocas, enquitreídeos e colêmbolos (ZORTÉA et al., 2018). Esses organismos-teste possuem algumas características específicas, como por exemplo, ciclo de vida relativamente curto, são organismos fáceis de cultivar em laboratório, a maioria possui distribuição cosmopolita e possuem alta sensibilidade a poluentes (JÄNSCH; AMORIM; RÖMBKE, 2005; BOTTINELLI et al., 2015; NIEMEYER; CHELINHO; SOUSA, 2017). Algumas plantas terrestres, também são utilizadas como bioindicadoras de toxicidade de solo, esse é o caso da alface (*Lactuca sativa* L.), a partir da qual, são avaliados a germinação e alongamento de raiz da planta para determinação de toxicidade ambiental (PRIAC; BADOT; CRINI, 2017). Há também organismos-teste aquáticos que podem ser utilizados para avaliação

da função de retenção do solo, a partir de ensaios com elutriados, a fim de detectar e monitorar os efeitos que os contaminantes podem causar em ecossistemas aquáticos adjacentes, como é o caso da macrófita *Lemna minor* (GROTH et al., 2016; MODLITBOVÁ et al., 2018).

Outra forma de avaliação dos efeitos da aplicação de resíduos no solo é a utilização de ensaios ou avaliações a campo. A fauna edáfica é constituinte fundamental do solo, pois desempenha funções essenciais como a fragmentação de resíduos orgânicos, melhoria na aeração e infiltração de água no solo, favorecendo o crescimento e desenvolvimento das plantas (BARETTA et al., 2011; BALIN et al., 2017). Estes organismos também são considerados bioindicadores de qualidade do solo e do ambiente, pois são bastante sensíveis às mudanças que ocorrem em ecossistemas agrícolas e naturais, sejam essas mudanças naturais ou antrópicas (BRUSSAARD; RUITER; BROWN, 2007; MARTINS et al., 2017).

A fauna edáfica pode ser classificada segundo o seu tamanho em micro-, meso- e macrofauna. A microfauna é composta por organismos microscópicos, cujo tamanho corporal é inferior a 0,02 mm, compõe a microfauna os rotíferos, nematoides, tardígrados, que são responsáveis por processos como a micropredação, ciclagem de nutrientes e decomposição de matéria orgânica (SOUZA; FREITAS, 2018). São integrantes da mesofauna organismos com tamanho corporal entre 0,2 e 2 mm como os ácaros, colêmbolos, enquitreídeos, entre outros, os quais, desempenham funções de decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e promovem a agregação do solo (SIDDIKY et al., 2013; BROWN et al., 2015). Já a macrofauna compreende organismos com tamanho corporal maior que 2 mm, como as minhocas, formigas, cupins e outros insetos, alguns considerados engenheiros de ecossistema por serem capazes de modificar o ambiente, como pela abertura de galerias e transformação da serapilheira, promovendo a diversidade de outros grupos de organismos (MARTINS et al., 2017).

Diante disso, o objetivo da presente dissertação foi avaliar a ecotoxicidade do lodo de papel reciclado de uma indústria de papelão da região de Curitibanos, SC, para o ecossistema solo, a partir de ensaios laboratoriais de ecotoxicidade agudos e crônicos, com invertebrados do solo, plantas terrestres e planta aquática, bem como avaliar o efeito da aplicação deste resíduo em campo em uma área de plantio de *Pinus taeda* sobre a fauna do solo.

Para tanto, a dissertação foi dividida em dois capítulos:

1. Resíduo de indústria de papelão: efeito sobre invertebrados e plantas terrestres e aquáticas.
2. Influência da aplicação de lodo de papel reciclado em áreas de *Pinus taeda* sobre a fauna do solo.

Capítulo 1: Resíduo de indústria de papelão: efeito sobre invertebrados e plantas terrestres e aquáticas

RESUMO

A indústria de papel reciclado é geradora de passivos ambientais, a partir da geração de resíduos sólidos, chamados lodo de papel reciclado. Atualmente, várias instituições vêm buscando formas alternativas de uso para esse resíduo, a fim de diminuir esses passivos ambientais. Uma das alternativas é a utilização do lodo como corretivos de acidez do solo em áreas agrícolas e florestais, no entanto para essa tomada de decisão leva-se em consideração apenas os parâmetros químicos do resíduo que apresentam algumas limitações, como o número de compostos avaliados e seu efeito devido suas interações. Porém, os ensaios de ecotoxicidade são capazes de avaliar efetivamente o risco de matrizes compostas, como os resíduos orgânicos. Diante disso, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a ecotoxicidade do lodo de papel reciclado proveniente de indústria de papelão, através de ensaios agudos e crônicos com invertebrados edáficos e plantas, buscando avaliar a função de habitat após a aplicação do resíduo. Para tanto, foram utilizados ensaios de fuga com colêmbolos (*Folsomia candida*), reprodução de *F. candida*, *Proisotoma minuta* e de enquitreídeos (*Enchytraeus crypticus*), todos testados nas concentrações de 80 t/ha e 100 % resíduo. O ensaio de reprodução com os colêmbolos, foi realizado também para solos trazidos de campo, de áreas de pinus onde o resíduo já havia sido aplicado. Ainda, realizou-se ensaio com planta aquática *Lemna minor*, a partir do qual, determinou-se massa seca, comprimento de raiz e número de frondes das plantas após expostas a concentrações de 12,5, 25, 50, 75 e 100 % de elutriado do resíduo. Avaliou-se também a germinação e comprimento de raiz de alface nas concentrações de 10, 20, 40, 60, 80 e 100 % de elutriado do resíduo, preparado com água destilada, usada como controle. E por fim, analisou-se o comprimento e massa seca de raiz e parte aérea da espécie arbórea *Mimosa scabrella*, nas concentrações de 25, 50 e 100 % do resíduo misturado ao solo de plantio de pinus. Todos dados dos ensaios passaram por testes de normalidade e homosticidade, e foram analisados a partir da ANOVA, seguida do teste de Dunnett ($p < 0,05$). O resíduo, exerceu efeito negativo sobre os colêmbolos no ensaio de reprodução, nas concentrações elaboradas em laboratório para *F. candida* nas duas concentrações testadas do resíduo, e para *P. minuta* nas amostras trazidas de campo com a aplicação do resíduo. Também observou-se efeito negativo para as Lemnas a partir da concentração de 12,5 % do elutriado, e para massa seca das bracatingas para parte aérea nas concentrações a partir de 25 % do resíduo e para raiz a partir de 50 % do resíduo. Portanto, caso o resíduo seja aplicado de forma sucessiva ou em altas doses, ou caso seja carregado para o meio aquático o mesmo pode ocasionar efeitos indesejáveis ao ecossistema exposto e seus componentes biológicos.

Palavras-chave: Ecotoxicidade. Lodo de papel reciclado. Solo.

Chapter 1: Cardboard industry waste: effect on invertebrates and terrestrial and aquatic plants

ABSTRACT

The paper recycling industry produces environmental liabilities such as a kind of residue, also called recycled paper sludge. Nowadays, several institutions around the world have been looking for safe ways to use sludge from paper recycling industries in order to reduce these environmental liabilities. The use of the recycled paper sludge as a soil promoter is among the many alternatives to use this type of sludge in both the agricultural and forestry sectors. However, this decision is made only considering the sludge chemical properties. In fact, this approach present limitations, such as the number of evaluated compounds and their interactions with the soil biological properties. In this context, ecotoxicity tests can effectively evaluate the risk of composite matrices, such as organic residue. The aim of the present work was to evaluate the ecotoxicity of recycled paper sludge, throughout the acute and chronic tests with soil invertebrates and plants, seeking to evaluate the habitat after the application of the sludge. To achieve it, we used avoidance test using collembolans (*Folsomia candida*), reproduction test using *F. candida*, *Proisotoma minuta* and *Enchytraeus crypticus*. All tests were performed at concentrations of 80 t/ha and 100 % of the residue. In addition, an assay was conducted with *Lemna minor* (an aquatic plant), where we evaluated Lemna dry biomass, root length and number of fronds of the plants after exposure to concentrations of 12.5, 25, 50, 75 and 100 % elutriate of the sludge, respectively. We also evaluated the germination and length of lettuce roots at concentrations of 10, 20, 40, 60, 80 and 100 % elutriate of the sludge. Finally, we analysed the length and dry biomass of the roots and shoots of the tree species *Mimosa scabrella*, at concentrations of 25, 50 and 100 % of the sludge mixed with the soil of Pinus planting. All database was tested to normality and homosticity tests and were analyzed using ANOVA, followed by Dunnett's test ($p < 0.05$). The recycled paper sludge promotes negative effects on the reproduction of the collembolan, *F. candida* and *P. minuta* in the elaborated concentrations in the laboratory, in the two tested concentrations of the sludge, and in the samples brought from the field, respectively. We also found negative effects on lemna plants in the concentration of 12.5 %, and on the shoot and root dry biomass of *M. scarabella* plants in the concentrations of 25 % and 50 %, respectively. Therefore, we can conclude that if the recycled paper sludge is applied successively or in high doses, or if carried to the aquatic environment, it may cause undesirable and negative effects to the exposed ecosystem and their biological components.

Keywords: Ecotoxicity. Recycled paper sludg. Soil.

1 INTRODUÇÃO

A indústria de papel possui um alto valor econômico no setor industrial, no entanto, é considerada uma consumidora de energia e recursos naturais, tais como água e madeira. Ainda sobre os impactos, a indústria de papel é tida como a sexta maior contribuinte para poluição do meio ambiente (MONTE et al., 2009). A indústria de papel reciclado é geradora de passivos ambientais na forma de resíduos sólidos, pois, durante o processo de reciclagem de papel, gera-se uma quantidade significativa de resíduo orgânico, chamado também de lodo de papel reciclado. A alta quantidade, juntamente com as formas de tratamento e destinação desses resíduos, são os principais problemas ambientais dessas indústrias (SURIYANARAYANAN et al., 2010; XU; YANG; SPINOSA, 2015; FARIA et al., 2015).

Segundo a ABNT NBR 10004 (ABNT, 2004b), o lodo proveniente da produção de papel reciclado a partir de aparas, e que tem como característica uma massa fibrosa de cor acinzentada, é classificado como um resíduo não perigoso de classe IIA – não inerte. A grande maioria das indústrias produtoras desses resíduos adota como alternativa os aterros para a disposição final dos mesmos; no entanto, essa é uma prática bastante onerosa e pouco sustentável (BALBINOT JUNIOR et al., 2006a).

Diante disto, muitas empresas e instituições vêm buscando formas alternativas para o uso do lodo proveniente de indústrias de papel reciclado, visando evitar ou diminuir os passivos ambientais (BALBINOT JUNIOR et al., 2006b; FARIA et al., 2015). Alguns autores destacam que o lodo do papel ou de papel reciclado é rico em óxidos de cálcio e magnésio e tem, portanto, um potencial para uso como corretivos de acidez do solo (BALBINOT JUNIOR et al., 2006b; LUNARDI NETO et al., 2008; COSTA et al., 2009).

Os limites estabelecidos por lei para utilização de resíduos orgânicos (lodos e compostos) no solo, como fonte de adubação ou corretivos de acidez, levam em consideração apenas parâmetros químicos, que são de extrema importância para caracterização dos resíduos e as fontes potenciais de poluição, mas que têm limitações, como o número de compostos avaliados e seu efeito devido suas interações (RENAUD et al., 2017). Neste contexto, a utilização de ensaios de ecotoxicidade, de espécies únicas ou de comunidades, são uma alternativa de estudo, uma vez que são capazes de avaliar efetivamente o risco de matrizes compostas, como o caso dos resíduos orgânicos. Nestas avaliações, seleciona-se uma bateria de bioensaios com organismos representantes de diferentes níveis da cadeia alimentar, para obter-se resultados que representem o que pode ocorrer no ambiente. Por isso, ao combinar

parâmetros químicos e ecotoxicológicos, tem-se um maior sucesso ao entender os efeitos decorrentes da aplicação de resíduos orgânicos no compartimento solo (TIGINI et al., 2016; GHOSH; THAKUR; KAUSHIK, 2017).

Diversos organismos de solo vêm sendo utilizados em ensaios de ecotoxicidade com a finalidade de avaliar os impactos ambientais causados sobre o solo, por diversos fatores, sejam eles antrópicos ou naturais. Dentre os organismos-teste podem ser destacados os integrantes da mesofauna (p.ex., colêmbolos e enquitreídeos), e macrofauna (p.ex., minhocas) (OLIVEIRA FILHO et al., 2017). Além de invertebrados edáficos, utiliza-se também algumas espécies de plantas, sendo possível avaliar os efeitos sobre a porcentagem de germinação, ganho de biomassa, alongamento de raiz, entre outros. As plantas também apresentam como vantagens a viabilidade de ensaio durante o ano todo, baixo custo de manutenção, resultados em curto espaço de tempo, além de algumas apresentarem alta sensibilidade aos contaminantes, como é o caso da alface (*Lactuca sativa* L) (FERRARI et al., 2009). Também são realizados ensaios de ecotoxicidade utilizando algumas plantas aquáticas, como é o caso das macrófitas *Lemna minor*, que são sensíveis a diversos compostos, por isso consideradas ótimas bioindicadoras de toxicidade para ecossistemas aquáticos (PARK et al., 2017).

Diante disso, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a ecotoxicidade de um lodo de papel reciclado proveniente de indústria de papelão, a partir de ensaios agudos e crônicos com invertebrados edáficos e plantas, buscando avaliar a função de habitat e a função de retenção do solo após a aplicação do resíduo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO

O resíduo em estudo é um lodo de papel reciclado proveniente de uma indústria de papelão, situada no interior do município de Curitibanos, SC. Esta empresa utiliza como matéria-prima papel reciclado, refil de pinus e araucária, além de celulose branqueada.

A coleta das amostras foi realizada em montes do resíduo, diretamente na saída do processamento, segundo a ABNT NBR 10007 (ABNT, 2004a). As amostras foram coletadas

com o auxílio de uma pá, retirando-se porções em vários pontos do monte de resíduos. As amostras foram homogeneizadas, armazenadas em sacos plásticos e mantidas sob refrigeração.

Uma amostra do resíduo foi enviada para o Laboratório de Solos da ESALQ (Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”), para a determinação de parâmetros químicos e físicos, os quais são apresentados nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1 - Resultado da análise química do lodo de papel reciclado de indústria de papelão fresco. Determinações realizadas para base seca do resíduo, como também para base úmida.

DETERMINAÇÕES	BASE SECA (65°C)	BASE ÚMIDA
pH (CaCl ₂ 0,01M)	-	8,2
Densidade (Resíduo orgânico)	-	0,50 g/cm ³
Umidade (Resíduo Orgânico) 60 – 65°C	-	51,46%
Umidade (Resíduo Orgânico) 110°C	-	2,07%
Umidade Total	-	53,53%
Matéria orgânica Total (Combustão)	76,91%	37,33%
Carbono orgânico	40,17%	19,50%
Resíduo Mineral Total (R.M.T.)	18,83%	9,14%
Resíduo Mineral (R.M.)	12,61%	6,12%
Resíduo Mineral Insolúvel (R.M.I.)	6,22%	3,02%
Nitrogênio Total	0,68%	0,33%
Fosforo (P ₂ O ₅) Total	0,12%	0,06%
Potássio (K ₂ O) Total	0,19%	0,09%
Cálcio (Ca) Total	4,02%	1,95%
Magnésio (Mg) Total	0,21%	0,10%
Enxofre (S) Total	0,14	0,07%
Relação C/N	-	59
Manganês (Mn) Total	169 mg/kg	82 mg/kg
Ferro (Fe) Total	11780 mg/kg	5718 mg/kg
Boro (B) Total	25 mg/kg	12 mg/kg
Sódio (Na) Total	880 mg/kg	427 mg/kg

Fonte: Autor (2019)

Tabela 2 - Valores de metais potencialmente tóxicos presente no resíduo de papel reciclado de indústria de papelão. (<) menor que o limite de quantificação.

Determinações	Resultados (mg/kg)
Arsênio	<5,64
Bário	115,88
Cádmio	<6,27
Chumbo	8,68

Cobalto	6,23
Cobre	51,28
Cromo	43,3
Mercúrio	<7,87
Molibdênio	<7,69
Níquel	13,8
Selênio	<6,11
Zinco	78,58

Fonte: Autor (2019)

2.2 ORGANISMOS-TESTE

Em relação aos invertebrados edáficos usados como, organismos-teste, as espécies foram cultivadas e mantidas no Laboratório de Ecologia da UFSC Curitibanos, segundo as normas da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). Para os ensaios, foram escolhidas as espécies de colêmbolos *Folsomia candida* e *Proisotoma minuta*; e a espécie de enquitreídeos *Enchytraeus crypticus*.

Em relação às plantas, a espécie *Lactuca sativa* foi obtida a partir de sementes comerciais, enquanto que a espécie arbórea *Mimosa scabrella* foi obtida a partir de sementes coletadas no município de Fraiburgo, SC. Para avaliar o elutriato do resíduo, foram usadas plantas aquáticas da espécie *Lemna minor*, cultivadas sob condições laboratoriais.

2.2.1 Colêmbolos

O cultivo de colêmbolos das duas espécies *F. candida* e *P. minuta* (Apêndice A) foram realizados de acordo com a Norma ABNT NBR/ISO 11267 (ABNT, 2011), essa norma foi criada para a espécie *F. candida*, no entanto como a espécie *P. minuta* ainda não possui uma norma específica, utilizou-se a mesma norma de *F. candida* para *P. minuta*.

Para o cultivo dos colêmbolos, utilizou-se como substrato uma mistura de gesso e carvão ativado na proporção 10:1, com adição de água destilada. Os cultivos foram mantidos em

recipientes plásticos com tampa (capacidade para 400 mL), em incubadora com temperatura $20 \pm 2^\circ\text{C}$, e fotoperíodo de 16:8 h (claro-escuro) (Apêndice A). Os colêmbolos foram alimentados duas vezes por semana com fermento biológico (*Saccharomyces cerevisiae*). Após oito semanas os colêmbolos foram trocados para um substrato novo, a fim de induzir a ovoposição. Para a obtenção de juvenis, com idade entre 10 e 12 dias (idade ideal fixada na norma para utilização dos organismos em ensaios), foram isolados ovos para um novo substrato, e acompanhados antes e após sua eclosão.

Os colêmbolos são amplamente utilizados em ensaios de ecotoxicidade, uma vez que são abundantes nos ecossistemas terrestres e apresentam funções importantes como a manutenção da qualidade do solo, a partir de processos de decomposição e incorporação da matéria no solo, mineralização de nutrientes e estimulam a atividade de bactérias e fungos no solo. Além disso, são considerados excelentes bioindicadores de qualidade do solo, pois são sensíveis a alterações no solo, sejam elas naturais ou antrópicas (STERZYNSKA; SHRUBOVYCH; KAPRUS, 2014; BUCH et al., 2016).

2.2.2 Enquitreídeos

Os enquitreídeos da espécie *E. crypticus* (Apêndice B), foram cultivados em recipientes plásticos com tampa (capacidade para 400 mL), preenchidos com Solo Artificial Tropical (SAT), seguindo as recomendações da norma ABNT NBR/ISO 16387 (ABNT, 2012). Os cultivos foram mantidos em uma câmara de incubação com a temperatura entre $20 \pm 2^\circ\text{C}$, com fotoperíodo de 16h:8h (claro:escuro). Semanalmente, a umidade é repostada com a adição de gotas de água destilada.

Os organismos-teste foram alimentados, duas vezes por semana, adicionando-se aveia moída à superfície do solo. A cada três meses, os organismos são transferidos para um substrato recentemente preparado, para evitar contaminação por fungos e ácaros nos cultivos. A extração dos organismos do meio para utilização nos ensaios é realizada com o auxílio de um palito de madeira, este é um processo delicado de forma que os organismos não sejam machucados e que seja o menos estressante possível para os organismos. Os organismos são considerados adequados para uso em ensaio quando apresentam clitelo bem evidente.

Os enquitreídeos são organismos que se encontram amplamente distribuídos em diferentes tipos de solos. Estes organismos desempenham papéis fundamentais para o bom

funcionamento dos ecossistemas terrestres, pois participam da decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e na bioturbação do solo (CASTRO-FERREIRA et al., 2012). Por serem organismos de corpo mole os enquitreídeos podem ser expostos a diferentes fatores de estresse no solo, portanto são recomendados como espécies teste adequadas na ecotoxicologia do solo (ZHANG; VAN GESTEL, 2017).

2.2.3 Lentilha d'água

As lentilhas d'água da espécie *L. minor* (Apêndice C), foram cultivadas em meio nutritivo Steinberg seguindo a norma ISO 20079 (2005). Após o preparo das soluções estoque, partiu-se para a preparação do meio Steinberg ou solução nutritiva final. Para isso, misturou-se 900 mL de água autoclavada com 20 mL das soluções de macroelementos (KNO_3 ; KH_2PO_4 ; K_2HPO_4 ; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ e $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$). Posteriormente, adicionou-se 1,0 mL das soluções de microelementos (H_3BO_3 ; $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$; $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$; $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ e EDTA Disodium-dihydrate). O pH do meio foi ajustado, com a adição de HCl até que o meio alcançasse o pH de 5,5. Os cultivos foram mantidos em câmara de incubação com temperatura de $24 \pm 2^\circ\text{C}$, fotoperíodo de 16h:8h (claro:escuro), com intensidade luminosa de 6.100 Lux.

A macrófita aquática *L. minor* (lentilha d'água) é amplamente utilizada como bioindicadora de qualidade da água visto que a espécie apresenta inúmeras vantagens para ser utilizada como organismo-teste em instigações ecotoxicológicas e também pelo fato das macrófitas serem um dos principais organismos autotróficos nos ecossistemas de pequenos lagos e rios (BLINOVA et al., 2015; BOURIOUG et al., 2017). Entre as vantagens desta espécie estão estrutura e morfologia simples, tamanho pequeno (permite a utilização em pequenos volumes de amostras), crescimento rápido, facilidade de cultivo e manuseio, alto grau de homogeneidade e são sensíveis a uma ampla gama de poluentes (BOURIOUG et al., 2016).

2.2.4 Alface

As sementes utilizadas (Apêndice D) nos ensaios foram sementes comerciais da marca Feltrin Sementes, segundo informações do fabricante as sementes eram provenientes da safra

de 2014/2015, possuíam um potencial de germinação de 95 %, 100 % de pureza e eram tratadas com 0,15 do fungicida Thiram.

A alface (*Lactuca sativa*) é utilizada a muito tempo como modelo para testes de fitotoxicidade para a determinação de efeitos ecológicos de substâncias tóxicas e para testes de toxicidade padrão (LYU et al., 2018). Os estes testes utilizando a *L. sativa* são simples, rápidos e baratos, e a espécie apresenta ainda características como uma rápida germinação e alta sensibilidade a produtos químicos e efluentes (TIGRE et al., 2012; PARK et al., 2016).

2.2.5 Bracatinga

As sementes da espécie *Mimosa scabrella* Benth (Bracatinga) (Apêndice E) foram coletadas em árvores-matrizes localizadas na comunidade Dez de Novembro, situada no município de Fraiburgo-SC. A coleta bem como o beneficiamento das sementes ocorreu em janeiro de 2018, as mesmas foram armazenadas em recipiente fechado e permaneceram sob refrigeração até a utilização para os ensaios.

A *M. scabrella*, conhecida popularmente como bracatinga, é uma espécie pioneira, de ciclo curto e usos múltiplos, pertencente à família Fabaceae. É uma espécie perenifólia pioneira, característica de regiões mais frias do sul do Brasil, é considerada de rápido crescimento quando comparada com outras espécies florestais nativas (STÜPP et al., 2015). Silva (2018) relata que a bracatinga apresenta-se adequada como organismo-teste para a realização de ensaios ecotoxicológicos com plantas arbóreas, uma vez que a espécie apresenta alto potencial de germinação em condições laboratoriais e em ensaio de crescimento e biomassa realizados em casa de vegetação.

2.3 ENSAIOS E DELINEAMENTO

Para os ensaios com invertebrados edáficos, utilizou-se os tratamentos: solo de plantio de pinus sem aplicação do resíduo (controle); solo de plantio de pinus + 80 t/ha do resíduo e 100% do resíduo. Neste caso, a aplicação do resíduo ao solo foi realizada em laboratório. O

solo de plantio de pinus, foi coletado de um plantio de *P. taeda* situado próximo ao Campus da UFSC Curitibanos e foi desfaunado por dois ciclos de congelamento e descongelamento.

Outra abordagem foi a coleta de amostras de solo em áreas onde já ocorre a aplicação deste resíduo. Para tanto, os ensaios foram realizados com três tratamentos: a Área 1 (Controle), a qual nunca recebeu a aplicação do resíduo; Área 2 (Curto prazo), recebeu a aplicação do resíduo entre o final de 2017 e início de 2018; e a Área 3 (Longo prazo), recebeu a aplicação do resíduo em 2016. As aplicações do resíduo variam de 20 a 60 t/ha, isso depende do fluxo de resíduo produzido pela indústria.

Para todos os ensaios, foi usado como controle adicional o Solo Artificial Tropical (SAT), que é uma adaptação do solo OCDE indicado pelas normas ISO (GARCIA, 2004), este solo serviu apenas para validação dos ensaios com invertebrados.

2.3.1 Ensaio de fuga com colêmbolos

Realizou-se o ensaio de fuga para *F. candida*, com cinco replicatas para cada tratamento. Os ensaios de fuga com colêmbolos seguiram o estabelecido na norma ISO 17512-2 (ISO, 2007). Foram utilizados 20 indivíduos adultos, e recipientes que foram divididos ao meio, onde foram pesados 30 g de solo para cada um dos lados, sendo um lado preenchido com solo-controle e outro com o solo-teste. O ensaio permaneceu por 48 h em incubadora a $20^{\circ}\text{C} \pm 1$, com fotoperíodo de 16h:8h (claro-escuro). Após o período de incubação, a divisória foi reintroduzida para separar o solo teste e o solo controle, e um deles foi transferido para outro recipiente (Apêndice F). A contagem do número de colêmbolos foi realizada após a adição de água e gotas de tinta de carimbo em cada porção de solo, levando os organismos à superfície e favorecendo um contraste com a sua cor clara. Como controle, foi realizada uma combinação recebendo solo controle (SAT) em ambos os lados do recipiente-teste, mostrando a distribuição aleatória dos organismos quando a contaminação não está presente, ainda para este controle contou-se o número de colêmbolos, pois a mortalidade dos organismos nesse ensaio não pode ser superior a 20 % ao final do ensaio.

2.3.2 Ensaio de reprodução com colêmbolos

Os ensaios de reprodução de colêmbolos, foram realizados com seis replicatas para cada tratamento, sendo cinco replicatas com organismos e uma replicata extra para determinação de pH e umidade ao final do ensaio. No início e ao final de cada ensaio realizou-se medições de pH e umidade dos solos-teste. Os ensaios de reprodução com as duas espécies de colêmbolos, *F. candida* e *P. minuta*, seguiram o descrito na norma ABNT NBR/ISO 11267 (ABNT, 2011). Como a norma foi desenvolvida para *F. candida*, foi necessária a adaptação para a espécie *P. minuta*, essa adaptação ocorreu na fase de leitura do ensaio, onde para *F. candida* utilizou-se tinta de carimbo para facilitar a visualização dos organismos, no entanto como *P. minuta* possui uma coloração escura a tinta de carimbo não foi utilizada, pois dificultava ainda mais a visualização dos organismos.

Para o ensaio, foram utilizados recipientes plásticos com tampa, com capacidade para 125 mL, preenchidos com 30 g de solo, umedecido até 50% da capacidade de retenção de água. Cada replicata recebeu dez colêmbolos com idade entre 10 e 12 dias. O ensaio foi incubado à temperatura de 20 ± 2 °C e fotoperíodo de 16:8 h (claro-escuro) durante 28 dias. Os colêmbolos foram alimentados no 1º e no 14º dia com fermento biológico (*S. cerevisiae*) e, semanalmente, realizou-se a manutenção da umidade de cada uma das réplicas, pesando-se os frascos e adicionando água destilada com o auxílio de uma pipeta de Paster. Ao final dos 28 dias, adicionou-se água e tinta de carimbo (para *F. candida*) a cada uma das réplicas, possibilitando o registro fotográfico dos juvenis para posteriormente contagem usando o programa ImageJ® (RASBAND, 1997) (Apêndice G). O ensaio de reprodução é considerado válido quando é obtido o mínimo de 100 juvenis no controle (SAT), não excedendo 30% no coeficiente de variação e não havendo mortalidade superior a 20 % dos organismos adultos.

2.3.3 Ensaio de reprodução com enquitreídeos

O ensaio de reprodução de enquitreídeos foram realizados com seis replicatas para cada tratamento, sendo cinco replicatas com organismos e uma replicata extra para determinação de pH e umidade ao final do ensaio. O ensaio seguiu a ABNT NBR/ISO 16387 (ABNT, 2012). Para esse ensaio, recipientes plásticos com capacidade para 125 mL foram preenchidos com 30

g do solo-teste, com adição de uma pequena quantidade de flocos de aveia como alimento e 10 enquitreídeos sobre a superfície do solo. O ensaio foi mantido sob condições controladas, a uma temperatura de $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ fotoperíodo de 16:8 h (claro-escuro). A duração do ensaio foi de 28 dias, fazendo-se a manutenção semanal da umidade e a adição de alimento. Ao final de 28 dias, as amostras receberam álcool 70% e algumas gotas de rosa de Bengala para fixar e colorir os juvenis (Apêndice H). Após 24 h, iniciou-se a contagem dos juvenis à lupa (40x). O ensaio é considerado válido quando obtém-se no controle (SAT) no mínimo de 25 juvenis por replicata, não excedendo 50% no coeficiente de variação e mortalidade inferior a 20 % dos organismos adultos.

2.3.4 Ensaio com elutriato com Lentilha d'água

O ensaio com a planta aquática *L. minor*, foi realizado nas concentrações de 12,5, 25, 50, 75 e 100% do elutriato do resíduo, diluído no meio Steinberg, o qual foi usado como Controle e também é utilizado no cultivo das Lemnas, cada tratamento foi constituído de 5 replicadas. Ao início e ao final do ensaio foram realizadas as medições de pH, condutividade e oxigênio de cada um dos tratamentos. O ensaio foi realizado utilizando concentrações de elutriato do resíduo. O elutriato foi elaborado de acordo com a norma ABNT NBR 15469 (ABNT, 2015), usando a proporção de 1:10, resíduo:meio Steinberg. A mistura foi agitada durante 24 h, filtrada (filtro com gramatura de 80 g/m^2 , espessura de $205 \mu\text{m}$, maioria dos poros com $14 \mu\text{m}$ e permeabilidade ao ar de 14 l/s m^2) e centrifugada durante 30 min a uma velocidade de 3400 rpm e com uma força de 2016 G. O ensaio foi realizado de acordo com a norma ISO 20079 (2005). Para o ensaio foram utilizados recipientes plásticos (diâmetro de 15,39 cm, altura de 5 cm), onde cada replicata recebeu 100 mL da solução a ser analisada. Em cada repetição, foram adicionadas 12 frondes de *L. minor*, sendo duas plantas com três frondes e outras três plantas com dois frondes. O ensaio permaneceu em incubadora sob temperatura de $24 \pm 2^{\circ}\text{C}$ e fotoperíodo de 16:8 h (claro-escuro), durante 7 dias. Ao final do ensaio, foram avaliados os parâmetros: número de frondes, comprimento das raízes (cm) e peso seco (mg). O ensaio foi considerado válido quando observado um aumento de 7 vezes no número médio de frondes no controle.

2.3.5 Ensaio de germinação e crescimento de raiz de alface

O ensaio de germinação e crescimento de raiz com alface foi realizado em sete tratamentos, nos quais um era o controle (água destilada) e os outros seis foram diluições do elutriato em água destilada nas concentrações de 10; 20; 40; 60; 80 e 100%. Para cada tratamento, foram realizadas 3 replicatas. Este ensaio avaliou o efeito do elutriato sobre a germinação e crescimento de alface. Para tanto, o elutriato foi realizado utilizando uma proporção 10:1, resíduo:água destilada, seguindo as recomendações da norma ABNT NBR 15469 (ABNT, 2015), os procedimentos de preparação do elutriato foram os mesmos realizados para o ensaio com a lentilha d'água. O teste de germinação com sementes de *L. sativa* L. foi realizado de acordo com a norma EPA 712-C-96-154 (USEPA, 1995).

Para o ensaio, realizou-se o encaixe de papéis filtro em placas de Petri (90 mm de diâmetro), onde foram adicionados 5 mL do respectivo tratamento. Em cada placa, foram distribuídas 10 sementes de alface. As placas foram então fechadas e mantidas a uma temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$ e ao abrigo da luz por 48h, posteriormente foram expostas a um fotoperíodo de 16:8h (claro-escuro) até o final do ensaio, que durou no total 5 dias (Apêndice I). Ao final do período de exposição, foram determinados a porcentagem de sementes germinadas e o comprimento das raízes emitidos, o último feito com o auxílio de uma régua graduada. O ensaio foi considerado válido quando a porcentagem de germinação no controle atingiu 65%, e quando as raízes alcançaram 20 mm em média.

3.2.6 Ensaio com a espécie arbórea *bracatinga*

Para o ensaio com a espécie arbórea *M. scabrella*, o resíduo foi avaliado nas concentrações de 25; 50; 75; e 100%. No início e ao final do ensaio foram medidos o pH de cada tratamentos. Para as misturas e como controle, utilizou-se o solo de uma área com plantio de *P. taeda*. Cada tratamento contou com 6 replicatas (tubetes). Para este ensaio utilizou-se sementes oriundas de árvores-matrizes presentes na comunidade Dez de Novembro, pertencente ao município de Fraiburgo, no Estado de Santa Catarina. As sementes foram coletadas e beneficiadas em janeiro de 2018 e, posteriormente, armazenadas em um recipiente fechado de polietileno acondicionado em refrigerador. Anterior à realização dos ensaios, foi

realizado o teste de potencial de germinação das sementes que ocorreu de acordo com o descrito nas Regras para Análise de Sementes (BRASIL, 2009). O tratamento adotado para superação da dormência foi pelo método de imersão em água quente (80°C) por 18 h, conforme o recomendado por Carvalho (2002). O ensaio foi realizado segundo o descrito por SILVA (2018), que realizou uma adaptação da norma ABNT NBR ISO 11269-2 (ABNT, 2014).

Para esse ensaio utilizou-se como recipiente teste tubetes, onde em cada um foram adicionados aproximadamente 130 g de solo e três sementes de bracinga. O ensaio foi conduzido em casa de vegetação a uma temperatura média de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, onde a manutenção da umidade do solo foi realizada, manualmente, a cada dois dias. No 10º dia, realizou-se o raleio das plantas, deixando apenas uma por tubete. O ensaio teve duração de total de 45 dias, ou 35 dias a partir do raleio. Ao final deste período, foram realizadas as determinações do comprimento e peso seco da parte aérea e de raiz de todas as plantas (Apêndice J).

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

O ensaio de fuga com colêmbolos foi avaliado a partir do teste exato de Fisher. Os resultados dos demais ensaios de ecotoxicidade foram analisados a partir de ANOVA seguida do teste de Dunnett ($p < 0,05$), comparando os resultados obtidos nos tratamentos com o resíduo *versus* o controle. A normalidade dos dados foi verificada com o teste de Shapiro-Wilk, enquanto a homogeneidade dos dados foi a partir dos testes de Levene, Flingner e Bartlett, todos a um nível de confiança de 95%.

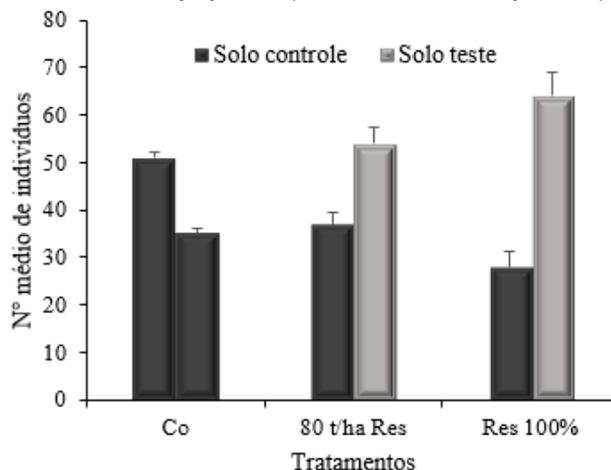
Os ensaios com invertebrados e o ensaio com bracinga tiveram seus tratamentos comparados com o solo de plantio de pinus, enquanto no ensaio com Lemnas o meio Steinberg foi usado como controle. Para o ensaio de germinação e comprimento de raiz de alface, o controle com água destilada foi usado para as comparações. As análises estatísticas foram realizadas no software RStudio (R Core Team, 2019).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 ENSAIO DE FUGA

A combinação controle *versus* controle com o SAT apresentou aleatoriedade na distribuição dos organismos entre 40 e 60% dos organismos em cada um dos lados do recipiente-teste, o que validou o ensaio. Além disso, letalidade de organismos foi menor que 10%. A combinação dos controles com solo de pinus também apresentou aleatoriedade na distribuição dos organismos entre os dois lados do recipiente-teste (Figura 1). Os resultados para o ensaio de fuga apontaram uma preferência dos organismos-testes pelo resíduo, quando comparados com o solo de plantio de pinus, usado como controle. Observa-se ainda a que o resíduo na sua forma bruta (Res 100 %) atraiu uma maior quantidade de organismos do que na concentração de 80 t/ha (Figura 1).

Figura 1 – Resposta de comportamento de fuga de *F. candida* nos ensaios com o resíduo de papelão (Média \pm Desvio padrão).



Fonte: Autor (2019)

A preferência dos organismos pelo resíduo pode estar relacionada ao fato de se tratar de um resíduo com alto teor de matéria orgânica (76,91% base seca e 37,33% base úmida) e pH básico (8,2) (Tabela 1). Essas características são bastante distintas das observadas para solos de plantio de pinus, principalmente quanto ao pH, pois solos de pinus tendem a apresentar pH ácido. O pH do solo controle medido no início e ao final do ensaio ficou em torno de 4,0, mais ácido portanto do que o do resíduo. A presença de espécies de colêmbolos no solo sofrem influências do pH, pois a diminuição do pH ou aumento da acidez do solo pode acabar

dificultando a reprodução e permanência desses organismos neste solo (ANTONIOLLI et al., 2013; ORTIZ et al., 2019). Oliveira Filho et al. (2017) afirmam em seu estudo com resíduo piritoso, que o baixo pH do solo devido a adição do resíduo, foi um dos fatores que provocou o comportamento de fuga da espécie de colêmbolos *F. candida*, uma vez que as quantidades de metais presentes no resíduo estão diretamente relacionadas com o teor de pH do solo, além do que, o teor de pH influencia na adsorção dos elementos nos sítios do solo, causando assim maior ou menor toxicidade (VAN GESTEL; MOL, 2003).

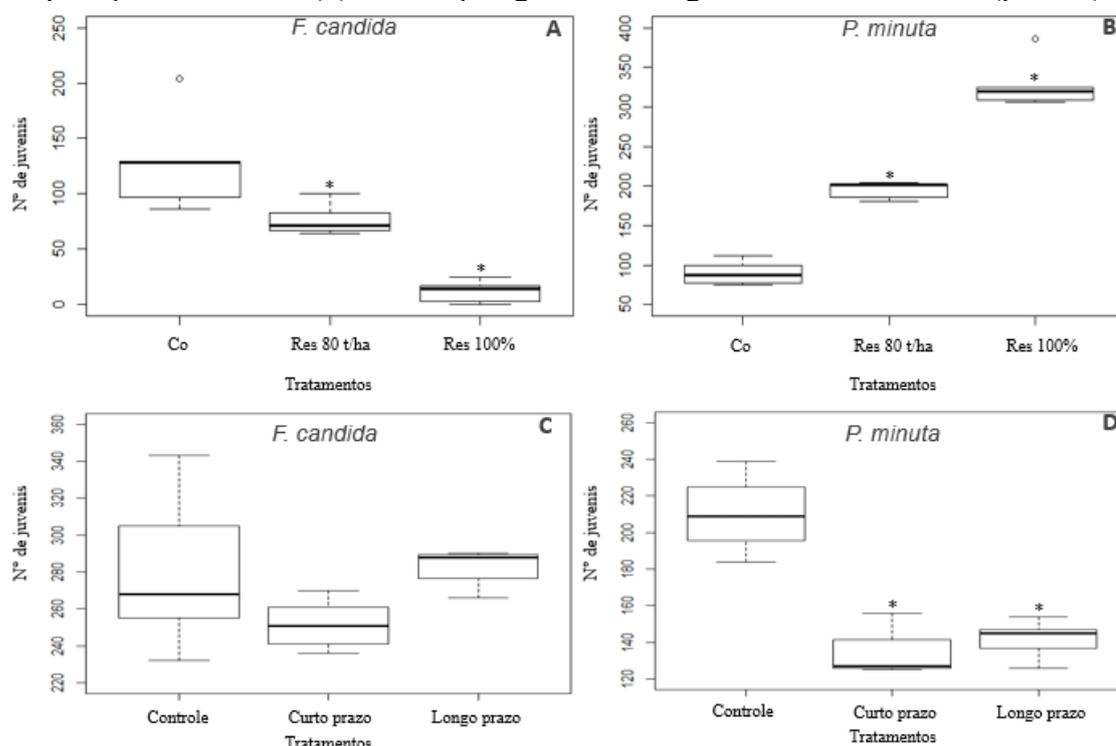
3.2 ENSAIO DE REPRODUÇÃO DE COLÊMBOLOS

O controle com SAT de ambos os ensaios com *F. candida* e *P. minuta*, tanto para as concentrações preparadas em laboratório como para os solos das áreas onde já ocorre a aplicação do resíduo, atingiram a taxa mínima de 100 indivíduos por repetição, letalidade menor que 20% dos organismos e o coeficiente de variação não ultrapassou 30%, ou seja, os critérios de validação para esses ensaios foram cumpridos. Para o solo controle com solo de Pinus utilizado nas comparações, os organismos também apresentaram uma reprodução mínima de 100 juvenis por replicata e uma mortalidade inferior a 20%.

Para as misturas realizadas em laboratório, o ensaio de reprodução com a espécie *F. candida* apresentou redução significativa no número de juvenis ($p < 0,05$) com o aumento da concentração do resíduo. Porém, o efeito contrário foi observado para a espécie *P. minuta*, onde observa-se que o número de juvenis aumentou conforme aumentou-se a concentração do resíduo (Figura 2, A e B).

As amostras oriundas das áreas onde já ocorre a aplicação do resíduo, apresentaram resposta contrária aos ensaios com as concentrações preparadas em laboratório, pois no caso dos solos das áreas o número de juvenis diminuiu significativamente para a espécie *P. minuta* entre as áreas com aplicação do resíduo (Curto e Longo prazo) e a área controle, enquanto para a espécie *F. candida* não observou-se diferença entre os tratamentos (Figura 2, C e D).

Figura 2 - Número médio de juvenis de colêmbolos quando expostos a concentração de resíduo de papelão preparados em laboratório e quando expostos a solos que receberam a aplicação de resíduo em campo. (A) *F. candida* para concentrações realizadas em laboratório, (B) *P. minuta* para concentrações realizadas em laboratório, (C) *F. candida* para solos das áreas onde já houve aplicação do resíduo, (D) *P. minuta* para solos das áreas onde jpa houve aplicação do resíduo. (*) Diferença significativa segundo teste de Dunnett ($p < 0,05$).



Fonte: Autor (2019)

Antoniolli et al. (2013) e Santorufu et al. (2012) citam que concentrações acima de 50 e 70 mg/Kg de Cu e Zn, respectivamente afetam negativamente a reprodução de colêmbolos de algumas espécies. Greenslade e Vaughan (2003) encontraram uma EC_{50} de 751 mg de Cu por Kg de solo para *F. candida*, Jensen e Pedersen (2006) para o Zn encontraram uma EC_{50} de 184 mg Kg^{-1} também para *F. candida*. Observa-se que os valores de EC_{50} encontrados pelos autores tanto para Cu como para Zn são muito superiores ao encontrado para o resíduo em questão, onde os valores de Cu e Zn são de 51,28 e 78,58 mg/Kg, respectivamente (Tabela 2). Porém não se descarta que este pode ter sido um dos fatores que tenha afetado a reprodução dos colêmbolos da espécie *F. candida* nas concentrações preparadas em laboratório.

Ogliari et al. (2019) e Jänsch, Amorim e Römbke (2005) citam que valores de pH acima de 7,0 afetam negativamente a reprodução de *F. candida*, sendo considerado ideal para espécie um pH em torno de 5,4 e 6,6 (GREENSLADE; VAUGHAN, 2003). Esse fator também pode ajudar a explicar a diminuição do número de juvenis quando se- aumentou a concentração do resíduo, pois os tratamentos de Co, 80 t/ha e 100% do resíduo apresentaram um pH em torno

de 4,10; 5,0 e 8,0 respectivamente, ou seja conforme houve o aumento na concentração do resíduo houve também um aumento no pH.

A partir dos resultados, pode-se dizer que a espécie *F. candida* foi mais sensível que *P. minuta* quando, avaliou-se as concentrações preparadas em laboratório. No entanto, para os solos das áreas onde já ocorreram aplicações do resíduo, a espécie *P. minuta* foi mais sensível do que *F. candida* (Figura 2). A espécie *P. minuta* já se apresentou menos sensível que *F. candida* em outros trabalhos como o de Buch et al. (2016) para solos contaminados com mercúrio, onde concluiu-se que *F. candida* seria a melhor espécie para ser utilizada em ensaios para proteger as populações naturais de colêmbolos. Porém, em outros casos, como o de uso de óleo mineral, utilizado como adjuvante na aplicação de herbicidas, a espécie *P. minuta* apresentou-se mais sensível que *F. candida* (DE SANTO et al., 2018).

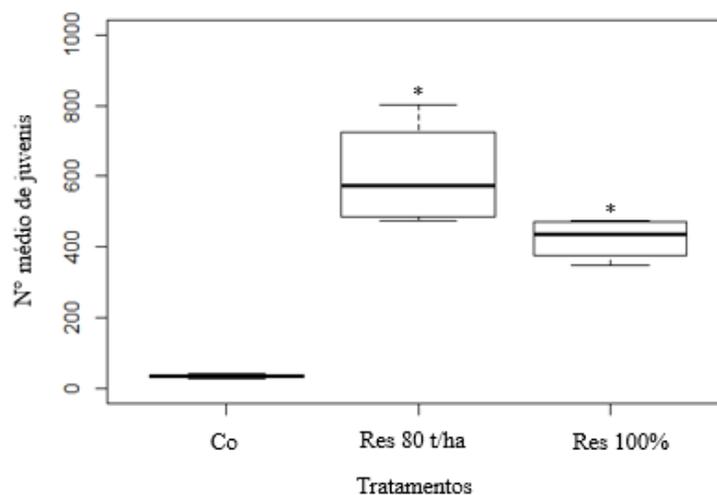
Essas variações de resultados observadas podem estar relacionadas à própria variabilidade entre lotes do resíduo, pois nem todos os ensaios foram realizados utilizando uma mesma amostra do resíduo, realizou-se várias coletas em dias e meses distintos, e também ao fato de não serem conhecidas exatamente as doses aplicadas em campo. Segundo Balbinot Junior et al. (2006 a, b), pode haver mudanças na composição química do resíduo, conforme o tipo de material reciclado (jornais, revistas, papelão e etc.) que é utilizado como matéria-prima.

Porém, apesar das diferenças nas respostas entre as espécies, foi possível observar efeitos negativos sobre a reprodução de colêmbolos, tanto nos ensaios laboratoriais quanto nas amostras vindas do campo.

3.3 ENSAIO DE REPRODUÇÃO DE ENQUITREÍDEOS

O ensaio cumpriu os critérios de validação, pois apresentou no tratamento com SAT um número médio de juvenis superior a 25, letalidade inferior a 20% e um coeficiente de variação menor que 50%. Observa-se na Figura 3 que nas concentrações de 80 t/ha e 100% do resíduo houve um maior número de juvenis, quando comparados ao controle (solo de pinus), sendo assim, os dois tratamentos se diferiram do controle de forma estatisticamente significativa segundo o teste de Dunnett ($p < 0,05$).

Figura 3 - Número de juvenis (média \pm desvio padrão) de *Enchytraeus crypticus* nos tratamentos com resíduo e no controle. Co = controle, solo de plantio de pinus; Res 80 t/ha = 80 t/ha do resíduo de papelão; Res 100% = 100% do resíduo. (*) Diferença estatisticamente significativa na ANOVA, teste de Dunnett ($p < 0,05$).



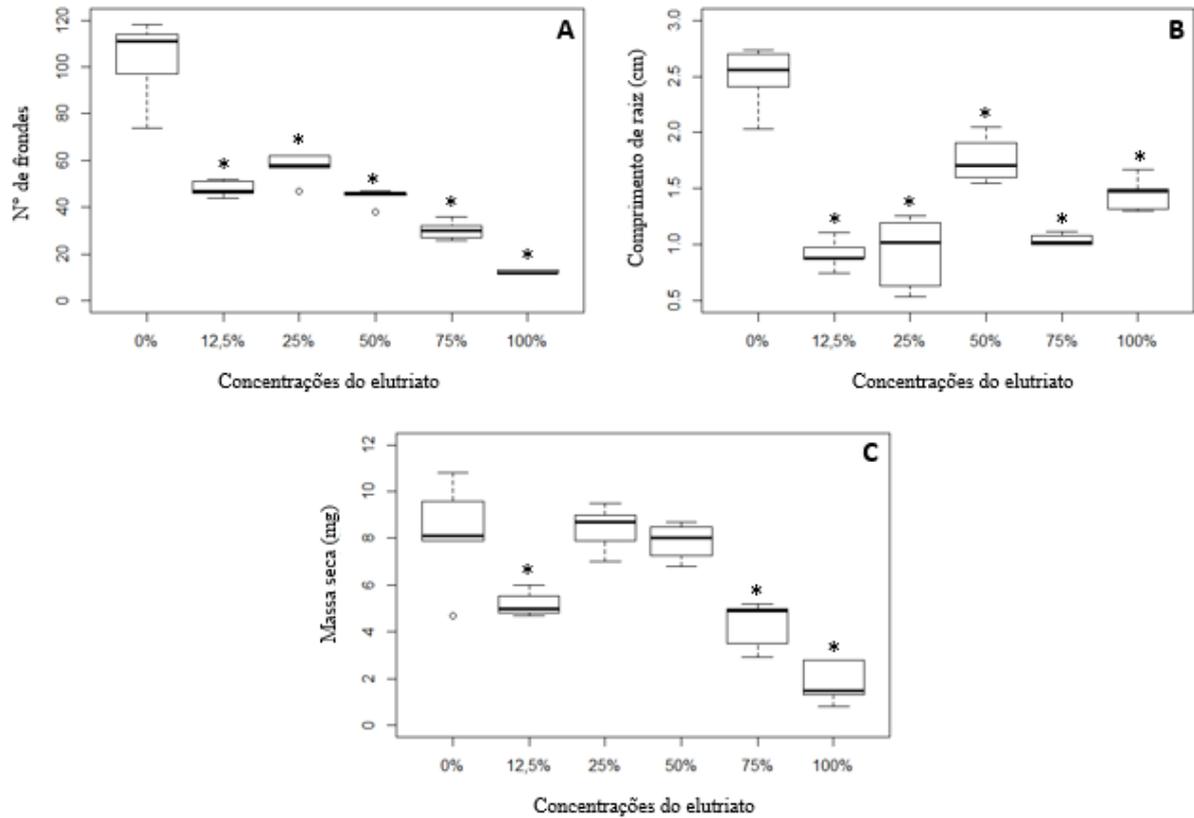
Fonte: Autor (2019)

Sabe-se que a abundância de enquitreídeos é influenciada pelos valores de pH, umidade e conteúdo de matéria orgânica do solo (PELOSI; ROEMBKE, 2016). Os enquitreídeos evitam solos ácidos, com pH inferior a 4,0, sendo considerados ideais para esses organismos os solos com pH entre 5,9 e 6,5 (JÄNSCH; AMORIM; RÖMBKE, 2005). Assim, possivelmente os valores de pH tenham sido um fator determinante para a menor reprodução dos organismos no solo de plantio de pinus, o qual apresentou um pH em torno de 4,0, enquanto os tratamentos com as concentrações de 80 t/ha e 100% do resíduo apresentaram pH de 5,70 e 7,75, respectivamente.

3.4 ENSAIO COM ELUTRIATO COM LENTILHA D'ÁGUA

O controle com o meio Stenberg a 100% apresentou um aumento de 7 vezes no número de frondes ao final de 7 dias, o que validou o ensaio. Para o número de frondes e comprimento de raiz, observou-se diferença estatística, segundo o teste de Dunnett ($p < 0,05$), para todas as concentrações de elutriato quando comparadas ao controle. Já para a massa seca, houve diferença apenas nas concentrações de 12,5, 75 e 100% do elutriato (Figura 4).

Figura 4 - Concentrações de elutriado obtido a partir do resíduo de papelão e seus efeitos para *L. minor*. (A) Número de frondes. (B) Comprimento de raiz (cm) e (C) massa seca (mg). (*) Diferenças estatisticamente significativas, teste de Dunnett ($p < 0,05$).



Fonte: Autor (2019)

Observou-se que, no ensaio com as Lemnas, os valores de pH se tornaram básicos conforme houve o aumento das concentrações do elutriado. Essa tendência já era esperada, pois o resíduo em questão possui pH básico (Tabela 1). Porém, notou-se também um aumento nos valores da condutividade e uma diminuição do oxigênio dissolvido conforme aumentaram-se as concentrações do elutriado (Tabela 3). O aumento da condutividade pode estar relacionado ao fato de o resíduo apresentar uma quantidade de sódio considerável de 880 mg/Kg (base seca) e 427 mg/Kg (base úmida) (Tabela 1). A diminuição do oxigênio possivelmente está relacionada ao aumento de matéria orgânica no meio (NOZAKI et al., 2014), pois o resíduo é rico em material orgânico (Tabela 1), então quanto maior for a concentração do elutriado maior será a quantidade de material orgânico presente no meio.

Tabela 3 - Valores de pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio (mg/L) para as concentrações de elutriato, ao início e ao final do ensaio com a macrófita *L. minor*.

Parâmetro		Tratamentos					
		Co	12,5%	25%	50%	75%	100%
pH	Inicial	5,86	6,76	7,08	7,32	7,64	7,88
	Final	7,88	9,41	9,09	8,87	8,08	7,64
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Inicial	903,4	1180,0	1483,0	1947,0	2420,0	2860,0
	Final	789,5	810,9	888,1	894,9	860,8	2530,0
Oxigênio (mg/L)	Inicial	5,7	5,7	5,0	4,1	3,3	2,5
	Final	5,1	4,9	4,2	3,8	1,2	0,6

Fonte: Autor (2019)

O número de frondes seguiu uma tendência de diminuição, conforme houve o aumento da concentração, diminuição observada a partir de 12,5 % do elutriato. Isso possivelmente está relacionado ao aumento da condutividade e conseqüentemente aumento na salinidade do meio, que ocorreram também conforme aumentou-se a concentração de elutriato. Possivelmente, as diferenças observadas tanto para comprimento de raiz como para massa seca devem também estar relacionadas à salinidade, uma vez que a macrófita *L. minor* é pouco tolerante à salinização (LIU; DAI; SUN, 2017; SIKORSKI; CIEŚLAK; ADOMAS, 2013).

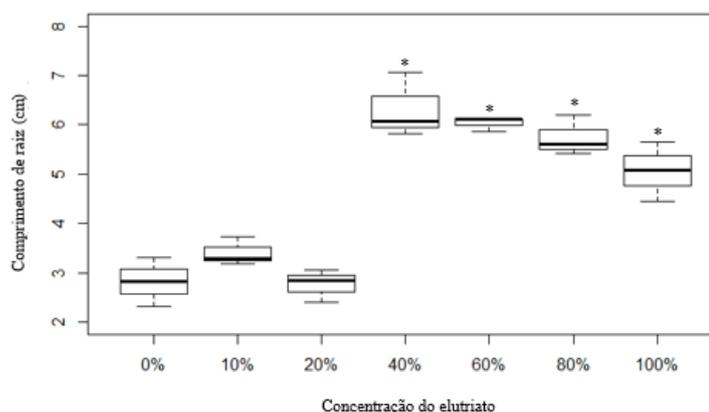
Wendeou et al. (2013) colocam que a faixa ideal de condutividade em que as Lemnas apresentaram o crescimento máximo por dia é entre 400 e 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Estes dados corroboram a hipótese de que a salinidade, representada pelos valores de condutividade, possa ter afetado o crescimento das Lemnas, pois observa-se na Tabela 3, que a partir da concentração de 25% do elutriato tem-se valores superiores a 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de condutividade. Percebe-se ainda que tratamento controle (0% do elutriato), está dentro dessa faixa ideal o que fez possivelmente com que se alcançasse o critério de validação do ensaio.

3.5 GERMINAÇÃO E TAMANHO DE RAIZ DE ALFACE

No controle com água destilada do ensaio, observou-se germinação de 100% das sementes e um comprimento médio de raízes de 2,82 ($\pm 0,5$) cm, portanto o ensaio cumpriu os critérios de validação. Para germinação das sementes, não houve diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos.

Para o crescimento de raiz, observou-se que a partir da concentração de 40% do elutriato houve maior crescimento das raízes, onde até mesmo na concentração de 100% do elutriato houve aumento significativo quando comparado com o controle (Figura 5).

Figura 5 - Comprimento de raízes de alface (*Lactuca sativa*) expostas a diferentes concentrações de elutriato preparado a partir do resíduo de papelão. (*) Diferença estatística pelo teste de Dunnett ($p < 0,05$).



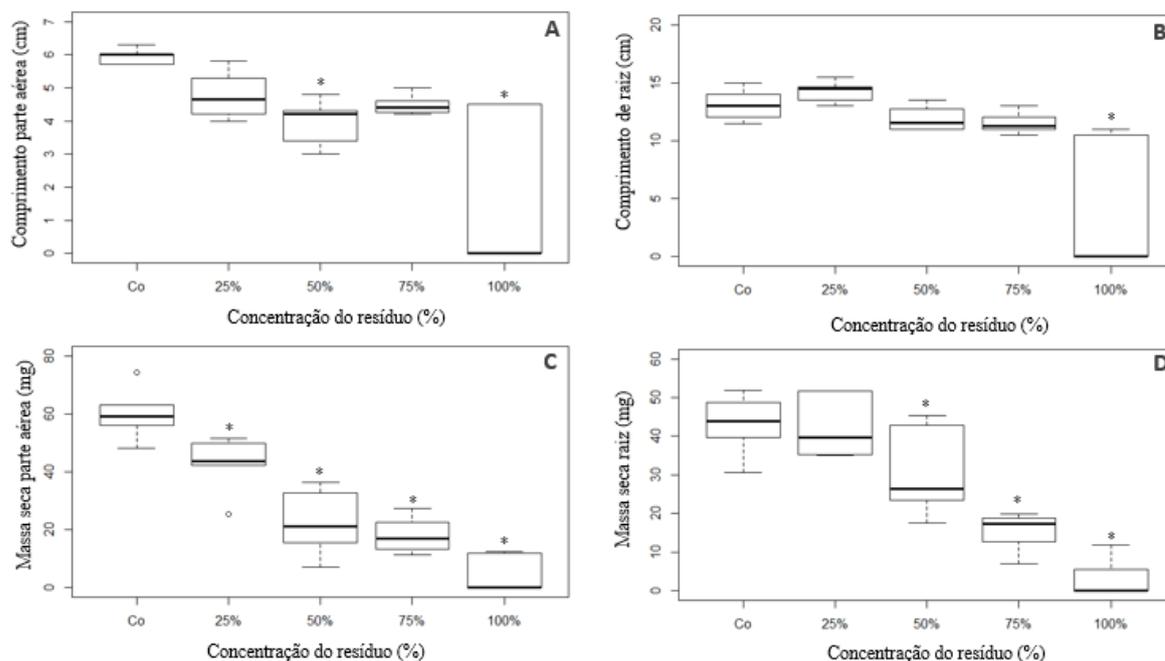
Fonte: Autor (2019)

Segundo estudos de Alvarenga et al. (2016) e Venegas, Leiva e Vidal (2018), a *L. sativa* é uma espécie bastante sensível quando se trata de avaliação da fitotoxicidade de resíduos orgânicos, como o caso de lodos de estação de tratamento de esgoto, lodo agroindustrial e outros materiais de base orgânica. Assim, o fato do resíduo em estudo não apresentar efeito sobre a espécie, pode indicar que o mesmo não possui efeito fitotóxico sobre a espécie *L. sativa* e possivelmente sobre outras espécies do ecossistema, nas doses avaliadas.

3.6 ENSAIO COM A ESPÉCIE ARBÓREA BRACATINGA

O ensaio com a espécie *M. scabrella* apresentou redução no comprimento da parte aérea para os tratamentos de 50 e 100% do resíduo. Porém, para comprimento de raiz, houve diferença apenas no tratamento de 100%, que apresentou o menor tamanho de raiz. Para a massa seca, houve diferenças estatisticamente significativas tanto para a parte aérea como para a raiz, reduzindo a massa seca com o aumento da concentração de resíduo. Para a massa seca das raízes, observou-se diferença significativa a partir da concentração de 50%, enquanto para parte aérea todos os tratamentos diferiram do controle (Figura 6).

Figura 6 - Comprimento (cm) e peso seco (mg) de raiz e parte aérea de plântulas de *M. scabrella* expostas a diferentes concentrações de resíduo de indústria de papelão. (A) comprimento parte aérea, (B) comprimento de raiz, (C) massa seca parte aérea, (D) massa seca raiz. (*) diferença estatística significativa segundo teste de Dunnett ($p < 0,05$).



Fonte: Autor (2019)

O tratamento de 100% do resíduo, apresentou diferença para todos os parâmetros avaliados. Isso justifica-se pelo fato, de que o resíduo embora muito úmido inicialmente (Tabela 1), acabou secando durante o período do ensaio e, depois de 25 dias do início do ensaio, não observou-se mais a infiltração de água no resíduo, impossibilitando que a umidade do tratamento fosse mantida, sabe-se portanto, que o déficit hídrico é um fator limitante para o desenvolvimento e crescimento de plantas (LOPES et al., 2005).

O pH dos tratamentos controle (solo de pinus), 25, 50, 75 e 100% do resíduo, foram respectivamente 3,86; 5,78; 7,39; 7,63 e 7,67. Portanto, observa-se que o pH do solo tornou-se mais alcalino, conforme aumentou-se a dose do resíduo de papelão misturado ao solo de pinus. Faria et al. (2015), em uma avaliação de resíduo de papel reciclado misturado a um solo de produção de mudas florestais, também observou um aumento de pH de acordo com o aumento da dose do resíduo, e, segundo esses autores, o resíduo serve também como fonte de cálcio para as plantas.

Faria et al. (2016), ao avaliarem o lodo de papel reciclado, constataram que na dose mais alta testada por eles (75% do resíduo misturado a um latossolo argiloso) as mudas de *Eucalyptus saligna* Sm. praticamente não se desenvolveram, apresentaram os menores diâmetros de colmo. Embora nesse estudo não tenha sido determinado o diâmetro de colmo das plantas, observa-se

que, a partir da concentração de 50% do resíduo, houve uma redução significativa da massa seca, ou seja, o desenvolvimento das plantas foi prejudicado a partir dessa concentração.

Faria e colaboradores (2016) alertam que apesar do lodo de papel reciclado ter se apresentado promissor como corretivo de acidez do solo, o mesmo acabou prejudicando o desenvolvimento das plantas, onde a maior dose acabou prejudicando também a adubação em cobertura. Isso corrobora os resultados apresentados para a espécie *M. scabrella*, pois ao mesmo tempo que o resíduo elevou o pH do solo ácido de pinus, acabou também prejudicando o desenvolvimento das mudas.

4 CONCLUSÃO

O lodo de papel reciclado apresentou efeito negativo sobre todos os organismos estudados, exceto para *E. crypticus* e *L. sativa*, ou seja, se o mesmo for aplicado no solo pode afetar invertebrados e plantas e ainda caso o resíduo seja carregado para rios, córregos e outros pode interferir negativamente sobre ecossistemas aquáticos.

Por isso, indica-se estudos de tratamento para o lodo de papel reciclado que diminuam a toxicidade do mesmo, pois somente a partir de um tratamento adequado e que comprovadamente diminua a toxicidade presente no resíduo será possível sua utilização em ensaios de campo e posteriormente uso no solo.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10007**: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10004**: Resíduos sólidos, classificação de resíduos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004b.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 11267**: Qualidade do solo — Inibição da reprodução de Collembola (*Folsomia candida*) por poluentes do solo. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 16387**: Qualidade do solo — Efeitos de poluentes em Enchytraeidae (*Enchytraeus sp.*) - Determinação de efeitos sobre reprodução e sobrevivência. Rio de Janeiro: ABNT, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 11269-2**: Qualidade do solo – Determinação dos efeitos de poluentes na flora terrestre. Parte 2: Efeitos do solo contaminado na emergência e no crescimento inicial de vegetais superiores. Rio de Janeiro: ABNT, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 15469**: Ecotoxicologia - Coleta, preservação e preparo de amostras. Rio de Janeiro, 2015.
- ALVARENGA, P. et al. Ecotoxicological assessment of the potential impact on soil porewater, surface and groundwater from the use of organic wastes as soil amendments. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 126, p.102-110, abr. 2016.
- ANTONIOLLI, Z. I. et al. Metais pesados, agrotóxicos e combustíveis: efeito na população de colêmbolos no solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 6, p.994-998, jun. 2013.
- BALBINOT JUNIOR, A. A. et al. Alteração em características químicas de um solo ácido pela aplicação de calcário e resíduos de reciclagem de papel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 5, n. 1, p.16-25, ago. 2006a.
- BALBINOT JÚNIOR, A. A. et al. Crescimento e teores de nutrientes em tecido de alface pela aplicação de calcário e resíduos de reciclagem de papel num solo ácido. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 5, n. 1, p. 9-15, ago. 2006b.
- BLINOVA, I. et al. Ecotoxicity of nanosized magnetite to crustacean *Daphnia magna* and duckweed *Lemna minor*. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 798, n. 1, p.141-149, 26 out. 2015.
- BOURIOUG, M. et al. Assessment of Lemna minor (duckweed) and Corbicula fluminea (freshwater clam) as potential indicators of contaminated aquatic ecosystems: responses to presence of psychoactive drug mixtures. **Environmental Science and Pollution Research**, [s.l.], v. 25, n. 12, p.11192-11204, 31 jan. 2017.

BOURIOUG, M. et al. Land spreading of sewage sludge in forest plantations: effects on the growth of the duckweed *Lemna minor* and trace metal bioaccumulation in the snail *Cantareus aspersus*. **Environmental Science and Pollution Research**, [s.l.], v. 23, n. 10, p.9891-9900, 9 fev. 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. Secretaria de Defesa Agropecuária. – Brasília: Mapa/ACS, 2009. 346p.

BUCH, A. C. et al. Ecotoxicity of mercury to *Folsomia candida* and *Proisotoma minuta* (Collembola: Isotomidae) in tropical soils. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [s.l.], v. 127, p.22-29, maio 2016.

CARVALHO, P. E. R. **Bracatinga**. Colombo: Embrapa, 2002. 12 p.

COSTA, E. R. O. et al. Alterações químicas do solo após aplicação de biossólidos de estação de tratamento de efluentes de fábrica de papel reciclado. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 1, p.1-10, mar. 2009.

CASTRO-FERREIRA, M. P. et al. Enchytraeus crypticus as model species in soil ecotoxicology. **Chemosphere**, [s.l.], v. 87, n. 11, p.1222-1227, jun. 2012.

DE SANTO, F. B. et al. Laboratory and field tests for risk assessment of metsulfuron-methyl-based herbicides for soil fauna. **Chemosphere**, [s.l.], v. 222, p.645-655, maio 2019.

FARIA, B. C. et al. Lodo de papel reciclado como insumo agrícola e florestal. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 16, n. 1, p.41-47, fev. 2015.

FARIA, A. B. C. et al. Efeito de lodo de papel reciclado sobre o crescimento em diâmetro de colo de *Eucalyptus saligna* Smith. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p.1371-1377, 28 dez. 2016.

FERRARI, B. et al. Ecotoxicological assessment of solid wastes: A combined liquid- and solid-phase testing approach using a battery of bioassays and biomarkers. **Environmental Toxicology and Chemistry**, S.l., v. 18, n. 6, p.1195-1202, nov. 2009.

GARCIA, M. V. B. Effects of pesticides on soil fauna: Development of ecotoxicological test methods for tropical regions. **Ecology and Development Series**, S.l., v. 1, n. 19, p.1-4, maio 2004.

GREENSLADE, P.; VAUGHAN, G. T. A comparison of Collembola species for toxicity testing of Australian soils. **Pedobiologia**, S.l., v. 1, n. 47, p.171-179, jun. 2003.

GHOSH, P.; THAKUR, I. S.; KAUSHIK, A. Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 141, n. 1, p.259-270, jul. 2017.

JÄNSCH, S.; AMORIM, M. J.; RÖMBKE, J. Identification of the ecological requirements of important terrestrial ecotoxicological test species. **Environmental Reviews**, S.l., v. 13, n. 2, p.51-83, jun. 2005.

JENSEN, J.; PEDERSEN, M. B. Ecological Risk Assessment of Contaminated Soil. **Rev Environ Contam Toxicol**, S.l., v. 1, n. 186, p.73-105, jul. 2006.

LIU, C.; DAI, Z.; SUN, H. Potential of duckweed (*Lemna minor*) for removal of nitrogen and phosphorus from water under salt stress. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 187, p.497-503, fev. 2017.

LYU, J. et al. Testing the toxicity of metals, phenol, effluents, and receiving waters by root elongation in *Lactuca sativa* L. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 149, p.225-232, mar. 2018.

LOPES, J. L.W. et al. Efeitos da irrigação na sobrevivência, transpiração e no teor relativo de água na folha em mudas de *Eucalyptus grandis* em diferentes substratos. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 1, n. 68, p.97-106, ago. 2005.

LUNARDI NETO, A. et al. Atributos físicos do solo em área de mineração de carvão influenciados pela correção da acidez, adubação orgânica e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, p.1379-1388, ago. 2008.

MENEGATTI, R. et al. Germinação de sementes de *Mimosa scabrella* Benth. submetidas a diferentes condições de temperatura, armazenamento e tratamentos pré-germinativos. **Revista de Ciências Agrárias**, [s.l.], v. 40, n. 2, p.305-310, jun. 2017.

MONTE, M. C. et al. Waste management from pulp and paper production in the European Union. **Waste Management**, [s.l.], v. 29, n. 1, p.293-308, jan. 2009.

NOZAKI, C. T. et al. Comportamento temporal de oxigênio dissolvido e pH nos rios e córregos urbanos. **Atas de Saúde Ambiental**, S.l, v. 2, n. 1, p.29-44, abr. 2014.

OGLIARI, A. J. et al. Ecotoxicological Evaluation of Forest Biomass Ash on Springtails and Earthworms in Subtropical Soils of Brazil. **Journal of Agricultural Studies**, [s.l.], v. 8, n. 1, p.208-226, 10 nov. 2019.

OLIVEIRA FILHO, L. C. I et al. Resíduo piritoso provoca toxicidade aguda e crônica em collembola e oligochaeta. **Revista Scientia Agraria**, Curitiba, v. 1, n. 18, p.64-75, mar. 2017.

ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DE NORMALIZAÇÃO. **ISO 20079**: Water quality — Determination of toxic effect of water constituents and waste water to duckweed (*Lemna minor*) — Duckweed growth inhibition test. Genebra, 2005.

ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DE NORMALIZAÇÃO. **ISO 17512-2**: Soil quality — Avoidance test for testing the quality of soils and effects of chemicals — Part 2: Test with collembolans (*Folsomia candida*). Genebra, 2007.

ORTIZ, D.C. et al. Diversity of springtails (Collembola) in agricultural and forest systems in Southern Santa Catarina. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 19, n. 3, p.1-9, ago. 2019.

PARK, J. et al. The sensitivity of an hydroponic lettuce root elongation bioassay to metals, phenol and wastewaters. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [s.l.], v. 126, p.147-153, abr. 2016.

PARK, J. et al. Comparing the acute sensitivity of growth and photosynthetic endpoints in three Lemna species exposed to four herbicides. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 220, p.818-827, jan. 2017.

PELOSI, C.; ROEMBKE, J. Are Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida) good indicators of agricultural management practices? **Soil Biology and Biochemistry**, S.l., v. 100, n. 0, p.255-263, set. 2016.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2019.

RASBAND, W. S. ImageJ, National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, 1997.

RENAUD, M. et al. Organic wastes as soil amendments – Effects assessment towards soil invertebrates. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 330, p.149-156, maio 2017.

SANTORUFO, L. et al. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 161, p.57-63, fev. 2012.

SIKORSKI, Ł.; CIEŚLAK, A. I. P.; ADOMAS, B. Phytotoxicity of Sodium Chloride Towards Common Duckweed (*Lemna Minor* L.) and Yellow Lupin (*Lupinus Luteus* L.). **Archives of Environmental Protection**, [s.l.], v. 39, n. 2, p.117-128, 1 jun. 2013.

SILVA, M. **Potencial de uso da espécie arbórea *Mimosa scabrella* Benth. em ensaios de ecotoxicidade**. 2018. 46 f. TCC - Curso de Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Catarina, Curitibanos, 2018.

STERZYNSKA, M.; SHRUBOVYCH, J.; KAPRUS, I. Effect of hydrologic regime and forest age on Collembola in riparian forests. **Applied Soil Ecology**, [s.l.], v. 75, p.199-209, mar. 2014.

STÜPP, Â. M. et al. Crescimento de mudas de *Mimosa scabrella* Benth em função de diferentes tamanhos de recipientes e doses de fertilizante. **Ecologia e Nutrição Florestal**, Santa Maria, v. 3, n. 5, p.40-47, maio 2015.

SURIYANARAYANAN, S. et al. Studies on the Characterization and Possibilities of Reutilization of Solid Wastes from a Waste Paper Based Paper Industry. **Global Journal of Environmental Research**, S.l., v. 4, n. 1, p.18-22, jan. 2010.

TIGRE, R. C. et al. Allelopathic and bioherbicidal potential of *Cladonia verticillaris* on the germination and growth of *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 84, p.125-132, out. 2012.

TIGINI, V. et al. Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 551-552, p.127-132, maio 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA 712-C-96-154:** Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.4200 Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test. United States: Usepa, 1995. 8 p.

VAN GESTEL, C. A. M.; MOL, S. The influence of soil characteristics on cadmium toxicity for *Folsomia candida* (Collembola: Isotomidae). **Pedobiologia**, [s.l.], v. 47, n. 4, p.387-395, jan. 2003.

VENEGAS, M.; LEIVA, A. M.; VIDAL, G. Influence of Anaerobic Digestion with Pretreatment on the Phytotoxicity of Sewage Sludge. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s.l.], v. 229, n. 12, p.229-381, 15 nov. 2018.

WENDEOU, S. P. H. et al. Influence of Salinity on Duckweed Growth and Duckweed Based Wastewater Treatment System. **Journal of Water Resource and Protection**, [s.l.], v. 05, n. 10, p.993-999, 2013.

XU, G.; YANG, X.; SPINOSA, L. Development of sludge-based adsorbents: Preparation, characterization, utilization and its feasibility assessment. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 151, p.221-232, mar. 2015.

ZHANG, L.; VAN GESTEL, C. A. M. Toxicokinetics and toxicodynamics of lead in the soil invertebrate *Enchytraeus crypticus*. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 225, p.534-541, jun. 2017.

Capítulo 2: Influência da aplicação de lodo de papel reciclado em áreas de *Pinus taeda* sobre a fauna do solo.

RESUMO

O lodo de papel reciclado é um dos resíduos sólidos gerados pela indústria de papel reciclado, é considerado o maior passivo ambiental produzido por esse tipo de indústria. No entanto, informações sobre formas alternativas de uso e descarte desse tipo de lodo não são bem conhecidas. Para entender mais sobre os efeitos do lodo de papel reciclado como promotor do solo, a presente pesquisa concentrou-se em seus efeitos nas propriedades químicas potenciais e na composição da comunidade da fauna do solo. Portanto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar os efeitos da utilização do lodo de papel reciclado na composição da comunidade da fauna do solo em um plantio de *Pinus taeda*. O experimento de campo foi realizado no interior do município de Curitibanos, SC. A área experimental foi dividida em três tratamentos independentes: uma área controle (sem a aplicação do lodo de papel reciclado); e áreas com curto e longo prazo de aplicação. As coletas em campo foram realizadas na Primavera-Outono de 2018-2019. Para cada tratamento estabeleceu-se três parcelas. Em cada parcela foram instaladas três armadilhas do tipo “*pitfall*” (i.e., extração de indivíduos da fauna do solo), quatro conjuntos com oito lâmina-isca (i.e., avaliação da atividade alimentar da fauna do solo) e foram retiradas três amostras de solo (i.e., caracterização química do solo). Calculou-se índices ecológicos (e.g., riqueza, diversidade de Shannon-Weaver e dominância de Simpson), afim de caracterizar a comunidade da fauna do solo. Para os dados das lâminas-isca, utilizou-se uma ANOVA “unidirecional” seguida do teste de Dunnett. Para o número de indivíduos de cada Orden/grupo, entre as áreas e para cada uma das estações estudadas, realizou-se um ANOVA “bidirecional” seguida do teste TukeyLSD. Para as diferenças entre as estações estudadas, foi realizado o teste-t pareado. Realizou-se uma PCA e um escalonamento multidimensional não-métrico para esquematizar a relação existente entre a comunidade de fauna edáfica, as propriedades químicas do solo, as estações do ano e a utilização do lodo. O Índice de Qualidade Biológica do Solo (IQBS) foi calculado a partir dos resultados (18 valores e porcentagem acumulada de cada vetor da PCA). Os resultados sobre a utilização do lodo de papel reciclado mostraram: a) Efeito negativo da aplicação do resíduo sobre a abundância da fauna edáfica; b) Diferença significativa entre os tratamentos para os índices de Shannon e de Simpson; c) Redução da atividade alimentar da fauna do solo com longo prazo de aplicação do lodo de papel reciclado; e d) O IQBS diminuiu na aplicação a longo prazo do lodo. Conclui-se, portanto, que a aplicação do lodo de papel reciclado promove efeitos negativos na composição e atividade alimentar da comunidade da fauna do solo. Por isso, indica-se estudos que abordem alternativas de tratamento do lodo de papel reciclado, uma vez que estes efeitos observados foram obtidos a partir de uma aplicação do resíduo fresco, sem nenhum tratamento.

Palavras-chave: Lodo de papel reciclado. Fauna do solo. Qualidade do solo.

Chapter 2: Influence of application of recycled paper sludge in *Pinus taeda* areas on soil fauna

ABSTRACT

The recycled paper sludge, is one of the solid residues generated by recycled paper industry, is considered as the largest environmental liability produced by this type of industry. However, information about alternative ways to use and disposal this type of sludge is not well known. To understand more about the effects of recycled paper sludge as a soil promoter, current research is focused on its effects on potential chemical properties and soil fauna community composition. Our aim here was to evaluate the effects of recycled paper sludge utilization on soil fauna community composition from a *Pinus taeda* field. The field experiment was located at Curitiba SC, Brazil. The experimental area was divided in three independent treatments: a control area (without any application of the recycled paper sludge); and a short- and long-term areas of application. The field sample was performed in the Spring-Fall 2018/19. In each treatment, we set out three plots. For each plot, we installed three “pitfall” traps (i.e., for extract soil biota individuals), four sets with eight bait-lamina (i.e., to access soil feeding activity) and three soil core samples (i.e., to characterize soil chemical properties). We calculated ecological indices (e.g., richness, Shannon-Weaver diversity and Simpson dominance) to characterize soil fauna community. For the bait-lamina data, we performed an ANOVA “one-way” followed by Dunnett's test. For the number of individuals of each Orders/group, between the studied areas and seasons, we performed an ANOVA “two-way” followed by TukeyLSD test. To access the differences between the studied seasons we performed a paired t-test. A PCA and a non-metric multidimensional scaling were performed to outline the relationship between the soil fauna community, soil chemical properties, seasons and the utilization of recycled paper sludge. The biological soil quality index (IQBS) was calculated based on the results (eighteen values and cumulative percentage of each PCA vectors). Our results about the utilization of recycled paper sludge show: a) Negative effect of the residue application on the abundance of soil fauna; b) Significant differences among the studied treatments for Shannon and Simpson indices; c) Reduction of the soil fauna feeding activity in the long-term application of the recycled paper sludge; e d) the IQBS decreased in the long-term application of the recycled paper sludge. We conclude that the application of the recycled paper sludge promotes negative effects on fauna soil community composition and soil fauna feeding activity. We also suggest that be accomplished studies for treatment of recycled paper sludge, since these observed effects were obtained from an application of fresh waste, without any treatment.

Keywords: Recycled paper sludge. Soil fauna. Soil quality.

1 INTRODUÇÃO

A produção de papel reciclado a partir de aparas de papel gera passivos ambientais na forma de resíduos sólidos, denominados lodo de papel reciclado (FARIA et al., 2015). Esse lodo apresenta característica de uma massa fibrosa de cor acinzentada, sendo classificado como um resíduo de classe IIA – não inerte, de acordo com a ABNT NBR 10004 (ABNT, 2004). Assim, como para outros resíduos industriais, para o lodo de papel reciclado busca-se formas adequadas de descarte, a fim de amenizar os passivos ambientais da produção desse tipo de resíduo (MACIEL; ALVES; SILVA, 2015). Alguns autores como, Balbinot Junior. et al. (2006); Lunardi Neto et al. (2008) e Costa et al. (2009) citam que, o lodo de papel reciclado é rico em óxidos de cálcio e magnésio, e que, portanto, apresenta potencial para uso como corretivo da acidez do solo. Essas características, são interessantes para culturas implantadas em solos com baixa fertilidade ou elevada acidez (MAEDA; BOGNOLA, 2013), como por exemplo, a cultura do *Pinus taeda* L., que apresenta uma baixa exigência nutricional e pode crescer em solos que apresentem pH dentro de uma faixa de 4,5 a 6,0 (ABRÃO et al., 2015). Porém, há falta de estudos que demonstrem a eficiência e os impactos que esse tipo de resíduo pode causar no solo e na composição da fauna edáfica.

A composição da fauna edáfica pode indicar possíveis efeitos da aplicação do lodo de papel reciclado no solo. Pois, os organismos da fauna do solo são capazes de dar respostas rápidas a mudanças na qualidade do solo, características que não são observadas nos indicadores físico-químicos (VASCONCELLOS et al., 2013; GEREMIA et al., 2016). A comunidade da fauna do solo, pode ser utilizada, como bioindicadora baseada na sua atividade, que são de diferentes grupos taxonômicos (i.e., minhocas, insetos, miriápodes e aracnídeos), estão espalhados por diferentes teias tróficas e respondem a mudanças na disponibilidade de recurso, e também a impactos e distúrbios ambientais, no tempo ou no espaço (BARETTA et al., 2010; BARTZ et al., 2014).

A fauna do solo pode ser dividida em 3 grandes grupos distintos: micro-, meso- e macrofauna. A microfauna é composta por invertebrados microscópicos do solo (i.e., rotíferos, nematoides e tardígrados) que apresentam tamanho corporal inferior a 0,02 mm e estão relacionados a processos de micropredação, ciclagem de nutrientes e decomposição da matéria orgânica (SOUZA; FREITAS, 2018). Esses organismos possuem um ciclo de vida curto e alimentam-se de outros animais, raízes de plantas e microrganismos (LAVELLE et al., 1997; BROWN et al., 2015). Já a mesofauna, compreende invertebrados (i.e., ácaros, colêmbolos,

diplura, enquitreídeos e sínfilos) com tamanho corporal variando entre 0,2 e 2 mm e que são responsáveis pelos processos de transformação da serapilheira, decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (BROWN et al., 2015; QIN et al., 2017). Por último, a macrofauna, invertebrados do solo com tamanho corporal superior a 2 mm (i.e., minhocas, formigas, cupins e besouros) que são responsáveis pelos processos de bioturbação, movimentação e incorporação da matéria orgânica do solo, herbivoria e criação de ninhos dentro e sobre o perfil do solo. A macrofauna neste cenário acaba influenciando o solo quanto a suas propriedades físicas (i.e., estrutura e porosidade do solo), e também na dinâmica da matéria orgânica, regulação de processos ecológicos do solo e dos serviços ecossistêmicos (LAVELLE et al., 2006; BOTTINELLI et al., 2015; BROWN et al., 2015).

A fauna do solo pode ser classificada também, quanto aos grupos funcionais (SOUZA; FREITAS, 2018). Esses grupos funcionais são definidos por fatores morfológicos, fisiológicos, características comportamentais e/ou bioquímicas (SETÄLÄ et al., 1998). Dentre estes grupos funcionais Souza e Freitas (2018) destacam os decompositores (i.e., organismos do solo que produzem enzimas capazes de decompor substratos orgânicos complexos), os engenheiros de ecossistema (i.e., que influenciam nas propriedades físicas do solo através da bioturbação e construção de ninhos no perfil do solo), os herbívoros (i.e., que consomem e digerem o material vegetal vivo influenciando no processo de formação e deposição da serapilheira), os transformadores de serapilheira (i.e., responsáveis pela fragmentação física “trituração” da serapilheira depositada na superfície do solo), os reguladores/microreguladores (i.e., capazes de regular ciclos bioquímicos, por meio da herbivoria, predação e controle biológico), os patógenos (i.e., capazes de introduzir doenças em outros organismos), os predadores (i.e., responsáveis pela regulação do tamanho das populações de outros organismos do solo), os produtores primários (i.e., organismos que assimilam CO₂ da atmosfera) e os transformadores procarióticos (i.e., que são organismos capazes de interferir nos ciclos do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre).

O objetivo do presente trabalho foi avaliar o efeito da aplicação do lodo de papel reciclado em plantios de *Pinus taeda* L., sobre a composição e atividade alimentar da comunidade da fauna do solo. Para tanto, foi realizado duas abordagens nas áreas que receberam aplicação do lodo em tempos diferentes: i) Coleta, extração e identificação de indivíduos da fauna edáfica de armadilhas do tipo “*pitfall*” durante as estações da primavera e outono; e ii) Determinação da atividade alimentar da fauna do solo com a utilização de lâmina-isca (“*Bait-laminas*”) instaladas diretamente nas áreas com aplicação do lodo e em uma área controle.

2 MATERIAL E MÉTODOS

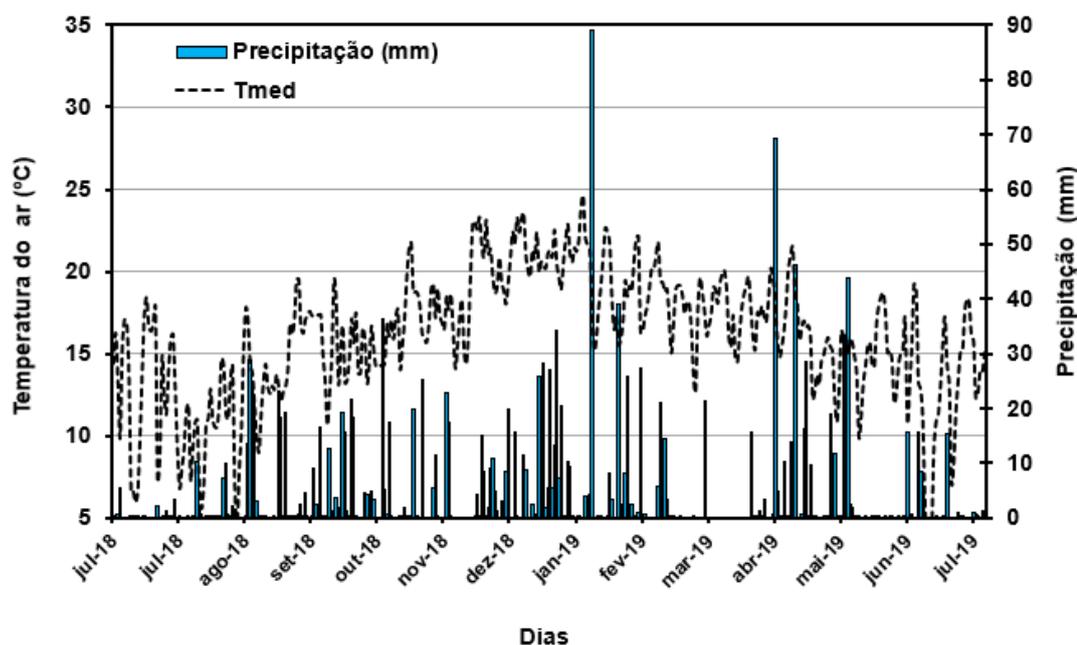
2.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

O estudo foi realizado em três áreas de plantio de *P. taeda*, com plantios de aproximadamente 18 anos, topografia semelhante entre si e que já passaram por três desbastes sistemáticos. As áreas estão situadas na localidade Marombas Bossardi, interior do município de Curitibanos, SC. O clima da região segundo Köppen-Geiger é temperado (Cfb), mesotérmico úmido e com verão ameno, apresentando temperatura média anual entre 16 e 17°C. O solo da região é um Nitossolo Háptico Eutrófico, segundo o mapa de solos da Embrapa (SANTOS et al., 2011).

A área de estudo foi dividida em três áreas distintas: áreas controle (sem a aplicação do resíduo), área com curto prazo de aplicação (recebeu o resíduo entre o final de 2017 e início de 2018 - portanto, menos de um ano quando iniciaram as avaliações); e área com longo prazo de aplicação (recebeu aplicação do resíduo em 2016 - portanto, dois anos antes do início das avaliações). As aplicações ocorreram de forma bianual variando de 20 a 60 t/ha, a depender do fluxo de resíduo produzido. Ao iniciarmos este projeto com a empresa, tomamos conhecimento destes três ambientes de experimentação da própria empresa, cujo delineamento, doses e aplicação foram realizados antes da participação da UFSC.

Para as avaliações, foram realizadas duas coletas a campo: i) entre 19 setembro e 29 de outubro de 2018, correspondente a estação da primavera; e ii) entre 26 de março e 06 de maio de 2019, correspondente ao período do outono. Os dados de precipitação (mm) e temperatura do ar (°C) para o município de Curitibanos, durante as avaliações foram adquiridos na base de dados do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (Figura 1).

Figura 1 - Dados de precipitação (mm) e temperatura do ar (°C) para o município de Curitibaanos, SC, durante o período de realização do experimento.



Fonte: INMET (2019)

2.2 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO RESÍDUO

O resíduo em questão trata-se do mesmo utilizado para execução dos ensaios do Capítulo 1, deste trabalho. Realizou-se para o resíduo uma análise físico-química completa (Tabela 1), a fim de caracterizá-lo quanto suas características químicas. As análises foram realizadas em um laboratório contratado.

Tabela 1 - Caracterização físico-química do lodo de papel reciclado.

Determinações	Base seca (65°C)	Base úmida
pH (CaCl ₂ 0,01M)	-	8,2
Densidade (g/cm ³)	-	0,50
Umidade 60 – 65°C (%)	-	51,46
Umidade 110°C (%)	-	2,07
Umidade Total (%)	-	53,53
COT (%)	40,17	19,50
Resíduo Mineral Total (%)	18,83	9,14
Resíduo Mineral Insolúvel (%)	6,22	3,02

N (%)	0,68	0,33
P disponível (%)	0,12	0,06
K ₂ O (%)	0,19	0,09
CaO (%)	4,02	1,95
MgO (%)	0,21	0,10
S (%)	0,14	0,07
Relação C/N	59	59
Cu (mg/kg)	64	31
Mn (mg/kg)	169	82
Zn (mg/kg)	109	53
Fe (g/kg)	1,17	5,71
B (mg/kg)	25	12
Na (mg/kg)	880	427
Ba (mg/kg)	115,88	-
Pb (mg/kg)	8,68	-
Co (mg/kg)	6,23	-
Cr (mg/kg)	43,3	-
Ni (mg/kg)	13,8	-

Fonte: Autor (2019)

2.3 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DAS ÁREAS EM ESTUDO

Para as três áreas, onde foram realizados os ensaios de campo, realizou-se uma análise química de solo. As amostras de solo foram coletadas em uma profundidade de 0-20 cm, em três pontos de cada parcela de 100 m², as amostras foram agrupadas e fez-se uma amostra composta para cada uma das áreas. Os atributos químicos analisados e suas determinações estão descritos na Tabela 2. Essas análises foram realizadas por um laboratório contratado.

Tabela 2 - Dados da análise química dos solos da área controle e das áreas com curto (ocorreu entre 2017 e 2018) e longo prazo (desde 2016) de aplicação do resíduo.

Determinações	Controle	Curto prazo	Longo prazo
pH – H ₂ O (1:1)	5,9	6,4	6,6
pH (Índice SMP)	5,7	6,0	6,1
K cmol//dm ³	0,15	0,16	0,17
Ca cmol//dm ³	3,98	5,18	6,05
Mg cmol//dm ³	4,49	3,43	3,89

Al cmol//dm ³	0,15	0,00	0,00
H+Al cmol//dm ³	6,20	4,40	3,90
CTC _{efetiva} cmol//dm ³	8,77	8,77	10,11
Saturação por alumínio %	1,71	0,00	0,00
Saturação de bases %	58,19	66,60	72,19
C.O. %	1,74	2,03	2,26
Argila %	75	64	62
P mg/dm ³	6,5	7,7	7,5
CTC pH 7,0 cmol//dm ³	14,82	13,17	14,01
Cu mg/dm ³	7,5	3,3	3,2
Zn mg/dm ³	1,3	1,5	1,0
Fe mg/dm ³	50,5	32,1	33,9
Mn mg/dm ³	5,3	0,7	0,2

C.O. – carbono orgânico; H+Al – acidez potencial; CTC – capacidade de troca catiônica; P, Cu, Zn, e Fe extraídos por Mehlich⁻¹.

Fonte: Autor (2019)

2.4 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E AVALIAÇÕES DE CAMPO

Para a realização das amostragens, foi utilizado o método de parcelas a campo. Em cada uma das áreas foram delineadas três parcelas de 10 m X 10 m, sendo estabelecida uma distância de 20 m entre elas e 20 m da borda. Em cada parcela foram instaladas 3 armadilhas do tipo “*pitfall*”; 4 conjuntos com 8 “*bait-laminas*” e foram retiradas 3 amostras de solo para a análise química. A amostragem seguiu o esquema apresentado no apêndice K.

2.5 MÉTODOS DE AMOSTRAGEM E IDENTIFICAÇÃO DE ORGANISMOS EDÁFICOS

2.5.1 Armadilhas “Pitfall”

As armadilhas de queda ou “Pitfall” consistiram em copos plásticos de 500 mL, instalados com a abertura ao mesmo nível do solo, com o objetivo de capturar os organismos ativos na superfície do solo (AQUINO, 2001). Em cada armadilha, foram adicionados 200 mL

de álcool 50% para conservar os organismos, além de uma gota de detergente para quebrar a tensão superficial e evitar a fuga desses organismos (Apêndice L). As armadilhas permaneceram em campo durante 7 dias. Após este período, os organismos coletados foram levados para laboratório, transferidos para uma solução de álcool 70%, e, posteriormente, foram separados em Ordens com o auxílio de um estereomicroscópio e bibliografias de apoio, como as de Rafael et al (2012) e Orgiazzi et al. (2016).

2.5.2 Avaliação da atividade alimentar da fauna do solo

A atividade alimentar da fauna do solo foi mensurada pelo método “*bait-lamina*”, padronizado pela ISO 18311 (ISO, 2016). Os “*bait-lamina*” ou lâminas-isca são tiras de plástico PVC, com tamanho de 120 mm x 6 mm x 1 mm. Na parte inferior de cada tira são perfuradas 16 aberturas, onde a isca é adicionada. Neste estudo, utilizou-se como isca uma mistura de celulose (70%), farinha de trigo (25%) e carvão ativado (5%). A mistura foi umedecida até formar uma pasta, com a qual foram preenchidos os orifícios dos *baits* até que todas as aberturas estivessem completas.

Para a instalação das lâminas-isca, o excesso de vegetação, como gramíneas ou acículas depositadas no solo, foram removidos, afim de facilitar o processo de inserção vertical das tiras no solo, deixando a primeira abertura logo abaixo da superfície (Apêndice M). Após 40 dias de exposição, as lâminas foram cuidadosamente removidas e avaliadas visualmente ainda no campo, registrando-se em quais aberturas as iscas foram consumidas. A isca foi considerada consumida quando ao menos um terço da abertura encontrava-se vazia.

2.6 ANÁLISE DOS DADOS

Todas as análises estatísticas foram executadas usando o programa R (R Core Team, 2019). Para avaliar as diferenças entre a comunidade da fauna edáfica nas diferentes áreas, foram calculados os seguintes índices ecológicos: riqueza, índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e dominância de Simpson (C). Para tanto, foram utilizados os comandos “*specnumber*”, “*diversity – index=shannon*” e “*diversity – index=simpson*” do pacote “*vegan*”,

respectivamente. Os dados da abundância de indivíduos da fauna edáfica, os índices ecológicos e a atividade alimentar foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk (“*shapiro-test*”) para verificar a normalidade na distribuição dos dados. Para avaliar se houve diferenças significativas na comunidade da fauna edáfica entre as áreas de estudo e as épocas das avaliações, foi utilizada a análise de variância do tipo “two-way” (“*aov*”), enquanto que para a análise dos dados da atividade alimentar, utilizou-se uma análise de variância do tipo “one-way” (“*aov*”).

A comparação das médias do número de indivíduos de cada Orden/grupo, entre as áreas de estudo para cada uma das estações, assim como, para os índices calculados foi realizada através do teste de Tukey (“*TukeyHSD*”), enquanto que as médias da atividade alimentar foram comparadas através do teste de Dunnett (“*D-test*”). Para verificar se houve diferenças entre as épocas de avaliação para cada Orden/grupo, foi aplicado o teste-t (“*leveneTest*” e “*t.test*”). Foi elaborada uma análise de componentes principais (“*pca*”) e um escalonamento multidimensional não-métrico (“*metaMDS*”) para esquematizar a relação existente entre a comunidade de fauna edáfica, as propriedades químicas do solo e as épocas de avaliação.

O Índice de Qualidade Biológica do Solo foi determinado utilizando a abordagem de PCA-LSF-SQlw, descrita por Mishra et al (2017), que consiste na aplicação de um algoritmo na matriz geral de dados para a seleção de um sub-banco de dados mínimo representativo. Então para a criação do IQBS, foi construído um sub-banco de dados gerado a partir de variáveis biológicas do solo (Ordens/grupos mais representativos) e dos índices ecológicos de cada uma das áreas nas duas estações.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DA FAUNA DO SOLO

No total, foram coletadas 25 Ordens da fauna edáfica. Deste total, foram identificadas 9 Ordens correspondentes a indivíduos da mesofauna (i.e., Acari, Archaeognatha, Collembola, Diptera, Isoptera, larva de Diptera, Siphonaptera, Trichoptera e Thysanoptera) e 16 Ordens correspondentes a indivíduos da macrofauna (i.e., Grupo dos Insecta – Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Hemiptera, Hymenoptera, larva de Lepidoptera, larva de Coleoptera, Lepidoptera,

Mantodea e Orthoptera; Grupo dos vermes – Gastropoda e Haplotaxida; e Grupo dos Arachnida – Araneae; Grupo dos Myriapoda - Geophilomorpha, Scolopendromorpha e Spirobolida) (Tabela 3).

Foram observadas diferenças significativas entre a abundância de indivíduos da fauna edáfica para as áreas de estudo (ANOVA “one-way”, $p < 0,05$) e para a sazonalidade (teste t, $p < 0,05$). Observou-se efeito negativo da aplicação do resíduo na abundância de indivíduos da fauna edáfica das Ordens Acari, Araneae, Collembola, Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Hemiptera, Hymenoptera, Orthoptera e Spirobolida (Tabela 3). Com relação a sazonalidade, foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) na abundância das Ordens Araneae, Collembola, Hemiptera, Orthoptera e Thysanoptera entre os períodos de Outono e Primavera (Tabela 3).

Tabela 3 - Abundância (média \pm desvio padrão) de Ordens de macro- e mesofauna edáfica, coletadas por armadilhas pitfall na área de estudo, em duas estações do ano (Primavera de 2018 e Outono de 2019).

Ordens/grupos	Outono			Primavera			Out x Pri (teste t)
	Controle	Curto prazo	Longo prazo	Controle	Curto prazo	Longo prazo	
<i>Mesofauna</i>							
Acari	24,6 $\pm 0,2$ a	13,1 $\pm 0,1$ c	17,6 $\pm 0,1$ b	12,2 $\pm 0,1$ a	8,9 $\pm 0,1$ b	10,7 $\pm 0,1$ a	0,09 ^{NS}
Archaeognatha	-	-	-	-	-	0,2 $\pm 0,1$ a	0,21 ^{NS}
Collembola	1263,2 \pm 6,9 a	478,9 $\pm 2,0$ c	1173,4 $\pm 12,9$ b	86,2 $\pm 0,3$ b	163,0 \pm 0,4 a	186,3 \pm 0,6 a	0,03*
Diptera	21,6 $\pm 0,1$ b	18,7 $\pm 0,1$ b	45,9 $\pm 0,5$ a	15,6 $\pm 0,1$ b	21,4 $\pm 0,1$ a	13,4 $\pm 0,1$ b	0,15 ^{NS}
Isopoda	0,3 $\pm 0,1$ b	-	0,7 $\pm 0,1$ a	-	-	-	0,16 ^{NS}
Larva Diptera	-	-	-	-	0,4 $\pm 0,1$ a	-	0,21 ^{NS}
Siphonaptera	-	-	-	-	-	0,3 $\pm 0,1$ a	0,21 ^{NS}
Thysanoptera	2,4 $\pm 0,1$ a	2,4 $\pm 0,1$ a	2,7 $\pm 0,1$ a	1,1 $\pm 0,9$ a	0,8 $\pm 0,1$ a	0,7 $\pm 0,6$ a	0,01*
Trichoptera	-	-	-	0,1 \pm 0,3 a	-	-	0,21 ^{NS}
<i>Macrofauna – Insecta</i>							

Blattodea	8,9 ± 0,1 a	2,8 ± 0,1 b	1,8 ± 0,1 b	7,0 ± 0,1 a	5,2 ± 0,1 b	5,2 ± 0,1 b	0,78 ^{NS}
Coleoptera	9,9 ± 0,1 c	23,6 ± 0,2 a	12,7 ± 0,1 b	23,3 ± 0,1 a	15,8 ± 0,1 b	15,2 ± 0,1 b	0,30 ^{NS}
Dermaptera	0,4 ± 0,7 a	0,1 ± 0,3 b	0,1 ± 0,3 b	2,0 ± 0,1 a	1,2 ± 0,1 b	0,1 ± 0,3 c	0,12 ^{NS}
Hemiptera	10,8 ± 0,1 a	5,2 ± 0,1 b	1,2 ± 0,1 c	2,6 ± 0,1 a	2,7 ± 0,1 a	1,8 ± 0,1 b	0,03*
Hymenoptera	14,7 ± 0,1 a	16,1 ± 0,1 a	13,1 ± 0,1 a	24,9 ± 0,1 a	20,8 ± 0,1 b	10,8 ± 0,1 c	0,21 ^{NS}
Larva Coleoptera	0,8 ± 1,0 a	-	0,1 ± 0,3 b	0,5 ± 0,8 b	1,1 ± 1,9 a	0,3 ± 0,5 b	0,16 ^{NS}
Larva Lepdoptera	0,1 ± 0,3 a	0,3 ± 0,5 a	0,1 ± 0,3 a	0,2 ± 0,6 a	0,4 ± 0,3 a	0,2 ± 0,4 a	0,17 ^{NS}
Lepdoptera	-	0,3 ± 0,3 a	0,6 ± 0,1 a	-	-	-	0,16 ^{NS}
Mantodea	0,1 ± 0,3 a	-	-	-	-	0,1 ± 0,3 a	0,50 ^{NS}
Orthoptera	5,3 ± 0,1 a	4,6 ± 0,3 b	1,8 ± 0,1 c	0,8 ± 0,8 a	0,3 ± 0,7 b	1,0 ± 1,7 a	0,04*
<i>Macrofauna – vermes</i>							
Gastropoda	-	-	-	-	0,1 ± 0,3 a	-	0,21 ^{NS}
Haplotaxida	0,7 ± 0,9 b	1,6 ± 0,2 a	-	0,1 ± 0,3 b	0,5 ± 0,8 a	-	0,18 ^{NS}
<i>Macrofauna – Arachnida</i>							
Araneae	4,7 ± 0,2 a	3,1 ± 0,1 b	4,3 ± 0,3 a	8,2 ± 0,3 b	13,4 ± 0,3 a	12,4 ± 0,5 a	0,01*
<i>Macrofauna – Myriapoda</i>							
Geophilomorpha	-	-	-	0,1 ± 0,3 a	-	-	0,21 ^{NS}
Scolopendromorpha	-	-	0,1 ± 0,3 a	-	-	-	0,21 ^{NS}
Spirobolida	0,1 ± 0,3 a	0,1 ± 0,3 a	0,1 ± 0,3 a	0,8 ± 0,9 a	0,4 ± 0,5 b	0,3 ± 0,7 b	0,06 ^{NS}

Letras minúsculas iguais na mesma linha não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; Teste t ($p < 0,05$) para a comparação das ordens em relação as estações do ano avaliadas. NS = não houve diferença significativa segundo o Teste t ($p < 0,05$); * = diferença significativa segundo o Teste t ($p < 0,05$).

Fonte: Autor (2019)

A aplicação do resíduo apresentou relação negativa com a abundância de algumas Ordens, tais como Acari, Araneae, Collembola e Dermaptera, os quais pertencem ao grupo funcional de predadores que são controladores ou reguladores biológicos do solo, papel importante no controle de pragas (MACHADO et al., 2015; BROWN et al., 2015). A sazonalidade foi determinante para a abundância de alguns organismos no solo, como os das Ordens Araneae, Collembola, Hemiptera, Orthoptera e Thysanoptera. Alguns autores indicam que o fator umidade do solo define a presença ou não de determinados grupos da macro e mesofauna (PEÑA-PENÁ; IRMLER, 2016; ZAGATTO; NIVA; THOMAZINI, 2017). Porém, a temperatura também é um fator determinante para alguns grupos da fauna do solo (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013; COYLE et al., 2017).

Também observou-se uma relação negativa entre a aplicação do resíduo com alguns engenheiros de ecossistema, como é o caso das Ordens Blattodea e Hymenoptera, esses organismos são fundamentais no solo, pois atuam no controle da dinâmica da estrutura do solo, realizam forrageamento e escavações (BLOUIN et al., 2013; BOTTINELLI et al., 2015; BROWN et al., 2015). No caso de insetos sociais como as formigas, criam estruturas e ninhos que acabam influenciando amplamente o ambiente físico em que vivem e, conseqüentemente, a dinâmica da estrutura do solo e a correspondente regulação das funções ecológicas do solo e dos serviços ecossistêmicos (WIEZIK et al., 2015; SABATTINI et al., 2017).

A aplicação do resíduo ainda apresentou um efeito negativo sobre as ordens Hemiptera e Orthoptera, pertencentes ao grupo funcional dos herbívoros. Embora alguns herbívoros sejam considerados pragas, eles desempenham funções cruciais no solo, como a mineralização de carbono e nitrogênio, crescimento de plantas e decomposição da matéria orgânica (VANDEGEHUCHTE et al., 2015; KOS et al., 2014). Portanto, a diminuição desse grupo pode afetar o desempenho de todos esses processos fundamentais para uma boa qualidade do solo. Além disso, a aplicação do resíduo também teve influência negativa sobre os transformadores de serapilheira das ordens Coleoptera e Spirobolida, os quais são responsáveis por fragmentar os detritos de plantas de forma a torná-los mais acessíveis aos microrganismos, contribuindo assim para a ciclagem de nutrientes no solo (BROWN et al., 2015; MATOS; BARRETO-GARCIA; SCORIZA, 2019).

3.2 ÍNDICES ECOLÓGICOS E QUALIDADE BIOLÓGICA DO SOLO

Os Índices de Shannon-Weaver e Simpson, apresentaram diferença estatisticamente significativa entre as estações analisadas, segundo o teste t ($p < 0,05$). Para o Outono, a partir do teste de Tukey ($p < 0,05$) não observou-se diferença estatística significativa para nenhum dos índices entre as três áreas. Já para a Primavera houve diferença entre as áreas para o Índice de Shannon e de Simpson, onde os maiores valores foram observados para ambos na área controle, seguida das áreas de curto e longo prazo de aplicação do resíduo. Já para a riqueza, não foram observadas diferenças entre os tratamentos e entre as épocas de amostragem (Tabela 4).

Tabela 4 - Índice de diversidade de Shannon-Weaver, Simpson e Riqueza para as Ordens de macro e mesofauna edáficas, coletadas nos diferentes tratamentos e para cada as estações do ano (Primavera e Outono) avaliadas.

Índices	Outono			Primavera			Out x Prim (teste t)
	Controle	Curto prazo	Longo prazo	Controle	Curto prazo	Longo prazo	
Shannon (H')	0,47 ±0,14 a	0,79 ±0,24 a	0,68 ± 0,45 a	1,64 ±0,20 a	1,33 ±0,13 b	1,11 ±0,16 c	0,01*
Simpson	0,16 ±0,05 a	0,31 ±0,11 a	0,29 ± 0,22 a	0,71 ±0,08 a	0,57 ±0,07 b	0,47 ±0,07 c	0,01*
Riqueza	11,44 ±1,13 a	10,89 ±0,78 a	10,11 ±1,69 a	11,11 ±0,78 a	10,78 ±1,39 a	10,00 ±1,80 a	0,19 ^{NS}

NS = não houve diferença significativa segundo o Teste t ($p < 0,05$); * = diferença significativa segundo o Teste t ($p < 0,05$); Letras minúsculas ao lado dos valores representam diferença significativa segundo o Teste de Tukey ($p < 0,05$).

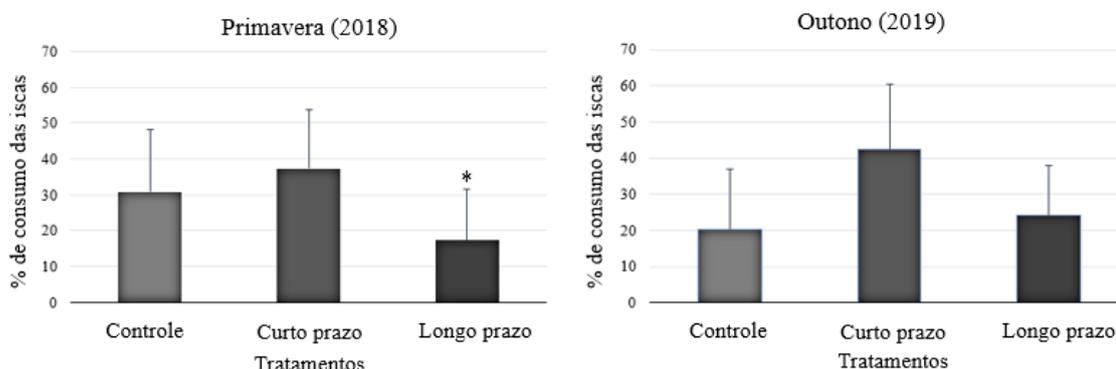
Fonte: Autor (2019)

Os valores dos índices de Shannon e de Simpson para todas as áreas foram maiores na Primavera em comparação com o Outono. Schiavon et al. (2015), estudando a fauna do solo nas quatro estações do ano, também observou maior diversidade no período da Primavera quando comparados com o Outono. Ou seja, a temperatura e a umidade exercem efeito direto sobre a fauna do solo (OLIVEIRA FILHO et al., 2018; TAN et al., 2013).

3.3 ATIVIDADE ALIMENTAR DA FAUNA DO SOLO

Os resultados das lâminas-isca indicaram que houve uma maior atividade alimentar da fauna do solo nas parcelas com o tratamento que receberam o resíduo a curto prazo. Porém, somente no período da Primavera observou-se diferenças significativas entre o tratamento de longo prazo de aplicação e o controle ($p < 0,05$), indicando atividade reduzida nas parcelas que receberam a aplicação há mais tempo (Figura 2).

Figura 2 - Porcentagem de consumo das lâminas-isca para as áreas controle, curto e longo prazo de aplicação do resíduo nos períodos da primavera de 2018 e outono de 2019. (*) diferença significativa segundo o teste de Dunnett ($p < 0,05$).



Fonte: Autor (2019)

Silva et al. (2016), citam que a diferença observada entre diferentes áreas pode estar relacionada à abundância e diversidade dos organismos da fauna edáfica. De acordo com os dados da Tabela 4, na coleta do outono foi encontrada a maior diversidade de organismos na área com curto prazo de aplicação do resíduo, seguida pela área de longo prazo e do controle, o qual apresentou os menores valores de H' , sendo que essa tendência também foi observada para a atividade alimentar da fauna (Figura 2). No entanto, para a primavera não observou-se essa mesma tendência, pois a área controle que apresentou a maior diversidade (Tabela 4) não foi a que apresentou a maior porcentagem de consumo das iscas, porém a área de longo prazo foi a que apresentou o menor H' e o menor consumo das iscas. Portanto os resultados observados corroboram com o descrito por Silva e colaboradores (2016).

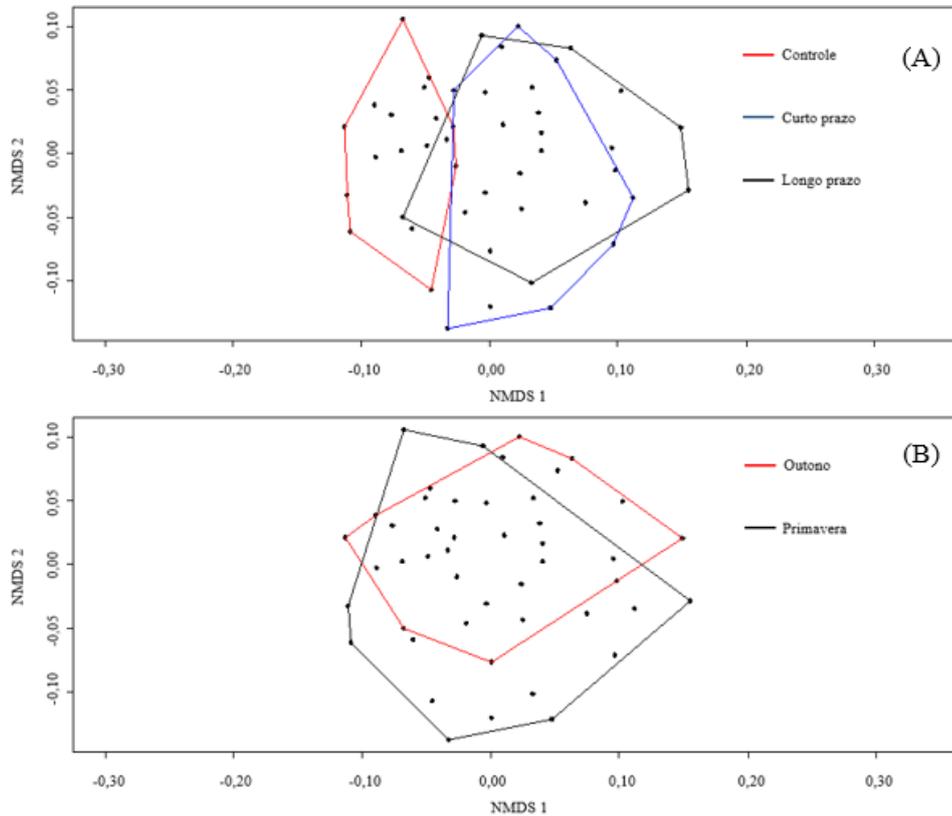
Observa-se que a área com curto prazo de aplicação foi a que apresentou as maiores porcentagens de consumo das iscas nos dois períodos de avaliação, enquanto o controle apresentou o menor consumo entre as áreas no Outono. André et al. (2009), assim como Klimek et al. (2015), citam que no ensaio de lâmina-isca características do solo podem mascarar os

efeitos de determinados contaminantes sobre a atividade alimentar dos organismos, mas também citam que há influência de fatores ambientais como temperatura e umidade do solo. Observa-se na Figura 1 que a temperatura média não foi muito diferente entre os períodos de avaliação, no entanto a precipitação foi maior na primavera do que no período do outono, porém essa diferença de temperatura e umidade possivelmente não ocorreram entre as áreas de estudo, já que as mesmas estão localizadas próximas umas das outras. Então pode-se dizer que o resíduo exerceu um impacto sobre a fauna do solo, principalmente depois de um longo período de sua aplicação, pois a área com longo prazo de aplicação foi a que apresentou o menor consumo das iscas para ambos os períodos de avaliação, e o pior H' na primavera.

3.4 ANÁLISE MULTIVARIADA

A partir da análise multivariada de escalonamento multidimensional não-métrico, pode-se observar que as áreas onde foi aplicado o resíduo apresentaram dissimilaridade em relação ao controle quando considerados os atributos químicos do solo e a composição da comunidade da fauna edáfica (Figura 3A). Já com relação à sazonalidade, observou-se durante a Primavera maior riqueza, abundância, diversidade e fertilidade do solo em comparação ao Outono (Figura 3B).

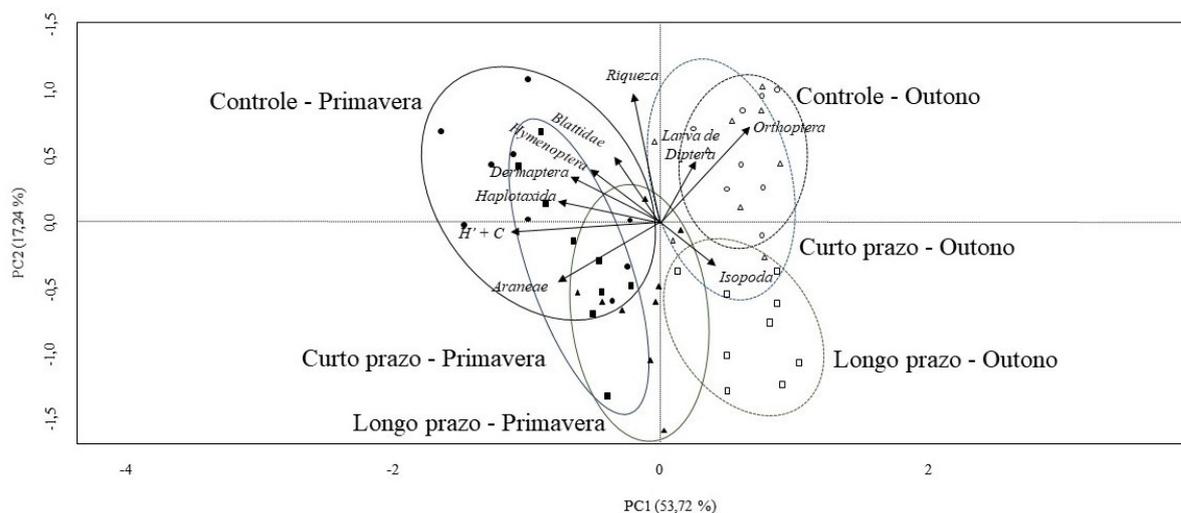
Figura 3 - Escalonamento multidimensional não-métrico baseado nos dados de diversidade de Ordens/grupos e características físico-químicas do solo para as áreas de estudo (A) e dos períodos de coleta (B). Gerado a partir do programa R (R Core Team, 2019).



Fonte: Autor (2019)

Na Análise de Componentes Principais (PCA), observou-se dissimilaridade entre os períodos de Primavera e o Outono. No controle durante a Primavera, foram observadas alta correlação ($p < 0.01$) com Blattodea, Hymenoptera, Dermaptera, H' e C. Já no Outono, a área controle apresentou alta correlação ($p < 0.01$) com Orthoptera e larva de Diptera. Para as áreas com uso do lodo de papel reciclado, observou-se alta correlação ($p < 0.01$) de Araneae na Primavera e Isopoda no Outono. Também pode-se observar os seguintes comportamentos: i) relação negativa entre riqueza e a aplicação do resíduo; ii) relação negativa entre Dermaptera e Isopoda; iii) relações positivas entre Blattodeae, Hymenoptera e Dermaptera; e iv) relação negativa entre Araneae e Orthoptera (Figura 4).

Figura 4 - Análise de componentes principais (PCA) para as áreas em estudo e para os períodos de coleta.



Fonte: Autor (2019)

A PCA corroborou o que já havia sido encontrado para os índices de diversidade e no ensaio com as lâminas-isca, pois as áreas com aplicação do resíduo apresentaram menores valores de diversidade e baixa correlação com os grupos observados. Ou seja, a aplicação do resíduo parece exercer um efeito negativo sobre a fauna edáfica.

A alta relação entre a aplicação do resíduo e a Ordem Isopoda no período do Outono, pode estar ligada diretamente ao fato desta ordem apresentar a característica que sobreviver em áreas poluídas com resíduo industriais (QUADROS, 2010). Os isópodos são considerados potenciais bioindicadores da qualidade do solo, pois são relativamente numerosos e fáceis de coletar e identificar, mas principalmente pela sua capacidade de avaliar metais potencialmente tóxicos no solo e na serapilheira, sobreviver em áreas contaminadas e por acumularem altas quantidades de metais potencialmente tóxicos (AGODI et al., 2015; PORRES et al, 2018; GHEMARI et al, 2019). Observa-se que na área com curto prazo de aplicação do resíduo os isópodos não foram encontrados, possivelmente estes apresentem fuga do local após uma recente aplicação, onde o resíduo encontra-se ainda em alta quantidade, ou pouco decomposto, muitos estudos mostram o comportamento de esquiva de isópodos quando expostos a solos com altas concentrações de cádmio, cobre, prata, sulfato de cobre e ácido bórico (LOUREIRO et al., 2005; ZIDAR; BOŠIČ; LTRUS, 2005; TOURINHO et al., 2015; NIEMEYER et al. 2018) isso evidencia a capacidade destes organismos em determinar a qualidade do solo em que são expostos (MAZZEI et al., 2013 e 2014; JELASSI et al., 2019). No entanto nas áreas com um maior tempo da aplicação estes organismos aparecem, ou seja com o passar do tempo de aplicação os organismos conseguem colonizar estas áreas novamente, isso se explica pela alta

capacidade dos isópodos em acumular níveis altos de metais sem causar a extinção da população nestes locais contaminados (VIJVER et al., 2006; VAN GESTEL; LOUREIRO; ZIDAR, 2018; GHEMARI et al., 2019). Nas áreas estudadas, esses organismos são interessantes, pois podem auxiliar a decomposição do resíduo.

A alta correlação ($p < 0.01$) do grupo Araneae com o resíduo na Primavera pode ser prejudicial a outros grupos de organismos, pois as aranhas são consideradas predadores generalistas de um grande número de organismos; porém, ao mesmo tempo a presença desses organismos faz-se importante pelo fato de ser considerado como bio-controlador de algumas pragas (CHATTERJEE; ISAIA; VENTURINO, 2009; SOMMAGGIO; PERETTI; BURGIO, 2018). Além do mais as aranhas, como predadoras, ajudam a manter um equilíbrio entre organismos consumidores e presas, de forma que alteram o comportamento e a seleção dos habitats das presas (ROYAUTÉ; BUDDLE, 2012; MICHALKO; PEKÁR; ENTLING, 2018). Alguns autores como Stenchly et al. (2017) e Nogueira et al. (2017), citam que a alta umidade do solo e a épocas chuvosas favorecem a presença do grupo Araneae.

Muitos trabalhos relatam que a adubação orgânica, como a realizada com dejetos de suínos e aves, aumentam significativamente a presença de organismos da fauna edáfica se forem realizadas em determinadas doses e com determinadas frequências (SILVA et al., 2014; ALVES et al., 2018; GEREMIA et al., 2018). Esse mesmo comportamento poderia ser esperado para a aplicação do resíduo nas áreas de pinus, uma vez que se adiciona um recurso orgânico no sistema. Porém, essa hipótese não foi corroborada, pois a riqueza de organismos apresentou uma relação negativa com a aplicação do resíduo. O que pode estar relacionado a algumas características químicas do mesmo, como a presença de metais ou de sódio na sua composição (Tabela 1). Ainda, o resíduo quando seco, forma uma crosta que pode prejudicar a infiltração de água no solo, o que foi observado nos estudos de laboratório (ver Cap. 1). Portanto, tanto a composição química quanto as próprias características físicas do resíduo poderiam influenciar na comunidade de fauna edáfica.

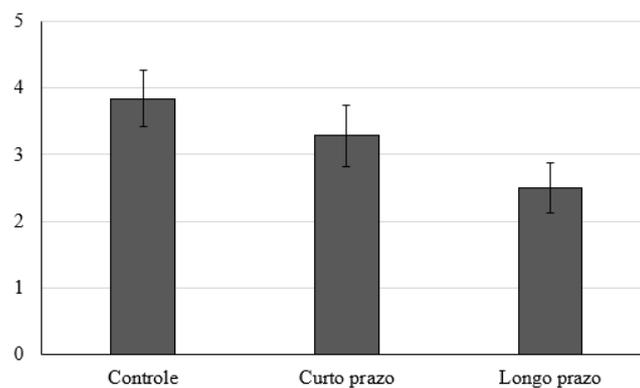
A relação negativa entre Dermaptera e Isopoda pode estar associada à característica predatória dos dermápteros, que são utilizados como controle biológico de muitas pragas, pois se alimentam de diferentes fases de desenvolvimento dos insetos (STECCA et al., 2014; CASARIL et al., 2019). A ordem Dermaptera pode estar controlando a população de organismos da ordem Isopoda. Os indivíduos das ordens Hymenoptera e Blattodea são considerados engenheiros de ecossistemas que fazem a modificação das características físicas e químicas do solo, assim como criam micro-habitat no solo que servem para outros organismos (LEAL; WHIRTH; TABARELLI, 2014; STEPHAN et al., 2015; ALMEIDA et al., 2016;

OLIVEIRA et al., 2018). Já os dermápteros são considerados predadores (FOUNTAIN; HARRIS, 2015), talvez a alta relação entre esses grupos se dá pelas diferentes funções no solo, onde uns não influenciam nas atividades dos outros. E a relação negativa entre Araneae e Orthoptera pode estar associada ao fato de as aranhas serem predadora que podem estar controlando os Orthopteros que são herbívoros (LIU et al., 2014).

3.5 ÍNDICE DE QUALIDADE BIOLÓGICA DO SOLO - IQBS

Percebe-se a partir da figura 5, que o IQBS para as áreas em estudo seguiu uma tendência de diminuição conforme houve o aumento do tempo em que foi realizada a aplicação do lodo de papel reciclado (curto e longo prazo). Nota-se ainda que a área onde nunca foi aplicado o lodo (controle) apresentou o maior IQBS.

Figura 5 - Índice de qualidade biológica do solo para cada área de estudo.



Fonte: Autor (2019)

O IQBS é baseado em um conceito de solos com maior qualidade (MISHRA et al., 2017), ou seja, baseia-se na presença de organismos edáficos em um determinado local e a sua capacidade de se adaptar às condições daquele solo (ASPETTI et al., 2010; GAGNARLI et al., 2015; MENTA et al., 2018). Observa-se a partir do IQBS, que as áreas que receberam a aplicação do lodo de papel reciclado de indústria de papelão conforme maior o tempo em essas áreas ficam expostas ao lodo menor é a qualidade do solo e menor também é a capacidade desse solo de servir com habitat para organismos da fauna do solo. O índice corrobora o que foi observado nos índices de diversidade, na atividade alimentar da fauna do solo e na PCA.

4 CONCLUSÃO

A comunidade da fauna edáfica, especialmente as Ordens Acari, Araneae, Collembola, Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Hemiptera, Hymenoptera, Orthoptera e Spirobolida, indicaram que a aplicação do resíduo pode impactar negativamente a qualidade do solo nas doses estudadas, e que tais efeitos apareceram mais evidentes na área onde o resíduo foi aplicado há mais tempo (2 anos).

Por isso, indica-se que haja estudos sobre alternativas de tratamento do lodo de papel reciclado, uma vez que estes efeitos observados foram obtidos a partir de uma aplicação do resíduo fresco, sem nenhum tratamento. E que somente depois de novos estudos laboratoriais e em campo se avalie a possibilidade de aplicação do resíduo em áreas agrícola e florestais.

REFERÊNCIAS

- ABRÃO, S. F. et al. Alterações químicas de um cambissolo húmico causadas por florestamento com *Pinus taeda* em área de campo natural. **Floresta**, [s.l.], v. 45, n. 3, p.455-464, 20 fev. 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10004**: Resíduos sólidos -classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- AGODI, A. et al. Validation of *Armadillo officinalis* Dumèril, 1816 (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) as a bioindicator: In vivo study of air benzene exposure. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 114, p.171-178, abr. 2015.
- ALMEIDA, C. S. et al. The impact of edge effect on termite community (Blattodea: Isoptera) in fragments of Brazilian Atlantic Rainforest. **Brazilian Journal of Biology**, [s.l.], v. 77, n. 3, p.519-526, 26 set. 2016.
- ALVES, M. V. et al. Influência de fertilizantes químicos e dejetos líquidos de suínos na fauna do solo. **Agrarian**, [s.l.], v. 11, n. 41, p.219-229, 7 nov. 2018.
- ANDRÉ, A. et al. *Bait-lamina* assay as a tool to assess the effects of metal contamination in the feeding activity of soil invertebrates within a uranium mine area. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 157, n. 8-9, p.2368-2377, ago. 2009.
- AQUINO, A. M. **Manual para coleta de macrofauna do Solo**. Seropédica/RJ: Embrapa, 2001. 24 p.
- ASPETTI, G. P. et al. Assessment of soil-quality index based on microarthropods in corn cultivation in Northern Italy. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 10, n. 2, p.129-135, mar. 2010.
- BALBINOT JUNIOR, A. A. et al. Crescimento e teores de nutrientes em tecido de alface pela aplicação de calcário e resíduos de reciclagem de papel num solo ácido. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 5, n. 1, p.9-15, jun. 2006.
- BARETTA, D. et al. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores da qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Acta Zoológica Mexicana**, S.l., v. 2, n. 1, p.135-150, jun. 2010.
- BLOUIN, M. et al. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. **European Journal of Soil Science**, [s.l.], v. 64, n. 2, p.161-182, 21 fev. 2013.
- BOTTINELLI, N. et al. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? **Soil and Tillage Research**, [s.l.], v. 146, p.118-124, mar. 2015.
- BARTZ, M. L. C. et al. The influence of land use systems on soil and surface litter fauna in the western region of Santa Catarina. **Revista Ciência Agrônômica**, [s.l.], v. 45, n. 5, p.880-887, 2014.

BROWN, G. G. et al. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L. M. et al. **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: Embrapa, 2015. p. 122-154.

CASARIL, C. A. et al. Fauna edáfica em sistemas de produção de banana no Sul de Santa Catarina. **Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, [s.l.], v. 14, n. 1, p.1-12, 30 mar. 2019.

CHATTERJEE, S.; ISAIA, M.; VENTURINO, E. Spiders as biological controllers in the agroecosystem. **Journal of Theoretical Biology**, [s.l.], v. 258, n. 3, p.352-362, jun. 2009.

COSTA, E. R. O. et al. Alterações químicas do solo após aplicação de biossólidos de estação de tratamento de efluentes de fábrica de papel reciclado. **Floresta**, [s.l.], v. 39, n. 1, p.1-10, 27 mar. 2009.

COYLE, D. R. et al. 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**, [s.l.], v. 110, p.116-133, jul. 2017.

FARIA, Á. B. C. et al. Lodo de papel reciclado como insumo agrícola e florestal. **Scientia Agraria**, Curitiba, p.41-47, fev. 2015.

FOUNTAIN, M. T.; HARRIS, A. L. Non-target consequences of insecticides used in apple and pear orchards on *Forficula auricularia* L. (Dermaptera: Forficulidae). **Biological Control**, [s.l.], v. 91, p.27-33, dez. 2015.

GAGNARLI, E. et al. Case study of microarthropod communities to assess soil quality in different managed vineyards. **Soil**, [s.l.], v. 1, n. 2, p.527-536, 14 jul. 2015.

GARCÍA-PALACIOS, P. et al. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. **Ecology Letters**, [s.l.], v. 16, n. 8, p.1045-1053, 13 jun. 2013.

GHEMARI, C. et al. Bioaccumulation of heavy metals in the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus* in the vicinity of Gabes-Ghannouch industrial complex. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, [s.l.], p.1-15, fev. 2019.

GEREMIA, E. V. et al. Fauna edáfica em pastagem perene sob diferentes fontes de nutrientes. **Scientia Agraria**, [s.l.], v. 16, n. 4, p.17-30, 1 ago. 2016.

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.

JELASSI, R.; HAMMAMI, W.; GHEMARI, C.; NASRI-AMMAR, K. Avoidance and locomotor behaviours of *Armadillidium granulatum* (Crustacea, Oniscidea) towards trace elements contaminated soils. **Biological Rhythm Research**, [s.l.], p.1-16, 13 ago. 2019.

KLIMEK, B. et al. Application of the Bait-Lamina Method to Measure the Feeding Activity of Soil Fauna in Temperate Forests. **Polish Journal of Ecology**, [s.l.], v. 63, n. 3, p.414-423, set. 2015.

KOS, M. et al. Plant-soil feedback effects on plant quality and performance of an aboveground herbivore interact with fertilisation. **Oikos**, [s.l.], v. 124, n. 5, p.658-667, 4 nov. 2014.

LAVELLE, P. et al. Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Science**, S.l., v. 33, n. 1, p.159-193, ago. 1997.

LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, S.l., v. 42, n. 1, p.3-15, nov. 2006.

LEAL, I. R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. The Multiple Impacts of Leaf-Cutting Ants and Their Novel Ecological Role in Human-Modified Neotropical Forests. **Biotropica**, [s.l.], v. 46, n. 5, p.516-528, 19 jun. 2014.

LIU, Y. et al. Effects of plant diversity, habitat and agricultural landscape structure on the functional diversity of carabid assemblages in the North China Plain. **Insect Conservation and Diversity**, [s.l.], v. 8, n. 2, p.163-176, 28 out. 2014.

LOUREIRO, S.; SOARES, A. M. V. M.; NOGUEIRA, A. J. A. Terrestrial avoidance behaviour tests as screening tool to assess soil contamination. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 138, n. 1, p.121-131, nov. 2005.

LUNARDI NETO, A. et al. Atributos físicos do solo em área de mineração de carvão influenciados pela correção da acidez, adubação orgânica e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 32, n. 4, p.1379-1388, ago. 2008.

MAEDA, S.; BOGNOLA, I. A. Propriedades químicas de solo tratado com resíduos da indústria de celulose e papel. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [s.l.], v. 33, n. 74, p.169-177, 28 jun. 2013. [Http://dx.doi.org/10.4336/2013.pfb.33.74.417](http://dx.doi.org/10.4336/2013.pfb.33.74.417).

MACIEL, T. M. S.; ALVES, M. C.; SILVA, F. C. Atributos químicos da solução e do solo após aplicação de resíduo da extração de celulose. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 19, n. 1, p.84-90, jan. 2015.

MACHADO, D. L. et al. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da Mata Atlântica em floresta estacional semidecidual na Bacia do Rio Paraíba do Sul - RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p.91-106, mar. 2015.

MATOS, P. S.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; SCORIZA, R. N. Effect of different forest management practices on the soil macrofauna in the arboreal caatinga. **Revista Caatinga**, [s.l.], v. 32, n. 3, p.741-750, set. 2019.

MAZZEI, V.; LONGO, G.; BRUNDO, M. V.; COPAT, C.; CONTI, G. O.; FERRANTE, M. Effects of heavy metal accumulation on some reproductive characters in *Armadillidium granulatum* Brandt (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 98, p.66-73, dez. 2013.

MAZZEI, V. et al. Bioaccumulation of cadmium and lead and its effects on hepatopancreas morphology in three terrestrial isopod crustacean species. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 110, p.269-279, dez. 2014.

MENTA, C. et al. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 85, n. 1, p.773-780, fev. 2018.
[Http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030](http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030).

MICHALKO, R.; PEKÁR, S.; ENTLING, M. H. An updated perspective on spiders as generalist predators in biological control. **Oecologia**, [s.l.], v. 189, n. 1, p.21-36, 8 dez. 2018.

MISHRA, G. et al. Soil quality assessment under shifting cultivation and forests in Northeastern Himalaya of India. **Archives of Agronomy and Soil Science**, [s.l.], v. 63, n. 10, p.1355-1368, 6 fev. 2017.

NIEMEYER, J. C. et al. Boric acid as a reference substance in avoidance behaviour tests with *Porcellio dilatatus* (Crustacea: Isopoda). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 161, p.392-396, out. 2018.

NOGUEIRA, L. R. et al. Epigeal Fauna and Soil Chemical Attributes in Grazing and Regeneration Areas. **Floresta e Ambiente**, [s.l.], v. 24, p.1-10, 2017.

OLIVEIRA, M. V. et al. Ninhos de *Atta sexdens* (Hymenoptera: Formicidae) podem afetar a estrutura da assembleia de artrópodes do solo na Mata Atlântica?. **Iheringia. Série Zoologia**, [s.l.], v. 108, p.1-8, 11 jun. 2018.

OLIVEIRA FILHO, L. C. I. et al. Fauna edáfica em áreas com diferentes manejos e tempos de descarte de resíduos animais. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 19, n. 1, p.113-123, mar. 2018.

ORGIAZZI, A. et al. **Global Soil Biodiversity Atlas**. Luxembourg: European Commission, 2016. 176 p.

PEÑA-PEÑA, K.; IRMLER, U. Moisture seasonality, soil fauna, litter quality and land use as drivers of decomposition in Cerrado soils in SE-Mato Grosso, Brazil. **Applied Soil Ecology**, [s.l.], v. 107, p.124-133, nov. 2016.

PORRES, M. D. et al. Genetic variability in populations of the terrestrial isopod *Armadillidium vulgare* living in soils with different land uses. **Pedobiologia**, [s.l.], v. 71, p.1-7, nov. 2018.

QUADROS, A. F. Os isópodos terrestres são boas ferramentas para monitorar e restaurar áreas impactadas por metais pesados no Brasil? **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 14, n. 02, p.569-583, 30 jun. 2010.

QIN, J. et al. Wood ash application increases pH but does not harm the soil mesofauna. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 224, p.581-589, maio 2017.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2019.

RAFAEL, J. A. et al. **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos, 2012. 795 p.

ROYAUTÉ, R.; BUDDLE, C. M. Colonization dynamics of agroecosystem spider assemblages after snow-melt in Quebec (Canada). **Journal of Arachnology**, [s.l.], v. 40, n. 1, p.48-58, abr. 2012.

SABATTINI, J. A. et al. Vegetation Changes in a Native Forest Produced by *Atta vollenweideri* Forel 1893 (Hymenoptera: Formicidae) Nests. **Neotropical Entomology**, [s.l.], v. 47, n. 1, p.53-61, 31 mar. 2017.

SANTOS, H. G. et al. **O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada**. 130. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 67 p. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/920267>>. Acesso em: 24 nov. 2019.

SCHIAVON, G. A. et al. O conhecimento local sobre a fauna edáfica e suas relações com o solo em agroecossistema familiar de base ecológica: um estudo de caso. **Ciência Rural**, [s.l.], v. 45, n. 4, p.658-660, abr. 2015.

SETÄLÄ, H. et al. Functional diversity of decomposer organisms in relation to primary production. **Applied Soil Ecology**, [s.l.], v. 9, n. 1-3, p.25-31, set. 1998.

SILVA, R. F. et al. Doses de dejetos líquidos de suínos na comunidade da fauna edáfica em sistema plantio direto e cultivo mínimo. **Ciência Rural**, [s.l.], v. 44, n. 3, p.418-424, mar. 2014.

SILVA, D. M. et al. Effects of pig slurry application on the diversity and activity of soil biota in pasture areas. **Ciência Rural**, [s.l.], v. 46, n. 10, p.1756-1763, out. 2016.

STECCA, C. S. et al. Insecticide Selectivity for *Doru lineare* (Dermaptera: Forficulidae). **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, S.l., v. 13, n. 1, p.107-115, mar. 2014.

STEPHAN, J. G. et al. Spatially Heterogeneous Nest-Clearing Behavior Coincides with Rain Event in the Leaf-Cutting Ant *Atta cephalotes* (L.) (Hymenoptera: Formicidae). **Neotropical Entomology**, [s.l.], v. 44, n. 2, p.123-128, 27 jan. 2015.

SOMMAGGIO, D.; PERETTI, E.; BURGIO, G. The effect of cover plants management on soil invertebrate fauna in vineyard in Northern Italy. **Biocontrol**, [s.l.], v. 63, n. 6, p.795-806, 11 out. 2018. [Http://dx.doi.org/10.1007/s10526-018-09907-z](http://dx.doi.org/10.1007/s10526-018-09907-z).

SOUZA, T. A. F.; FREITAS, H. Long-Term Effects of Fertilization on Soil Organism Diversity. In: GABA, S.; SMITH, B.; LICHTFOUSE, E. **Sustainable Agriculture Reviews 28**. S.l.: Springer, 2018. p. 211-247.

STENCHLY, K. et al. Effects of waste water irrigation on soil properties and soil fauna of spinach fields in a West African urban vegetable production system. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 222, p.58-63, mar. 2017.

TAN, B. et al. Seasonal dynamics of soil fauna in the subalpine and alpine forests of west Sichuan at different altitudes. **Acta Ecologica Sinica**, [s.l.], v. 33, n. 1, p.12-22, fev. 2013.

TOURINHO, P. S. et al. Effects of soil and dietary exposures to Ag nanoparticles and AgNO₃ in the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus*. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 205, p.170-177, out. 2015.

VAN GESTEL, C. A. M.; LOUREIRO, S.; ZIDAR, P. Terrestrial isopods as model organisms in soil ecotoxicology: a review. **Zookeys**, [s.l.], v. 801, p.127-162, 3 dez. 2018.

VANDEGEHUCHTE, M. L. et al. Indirect Short- and Long-Term Effects of Aboveground Invertebrate and Vertebrate Herbivores on Soil Microarthropod Communities. **Plos One**, [s.l.], v. 10, n. 3, p.1-14, 4 mar. 2015.

VASCONCELLOS, R. L. F. et al. Microbiological indicators of soil quality in a riparian forest recovery gradient. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 53, p.313-320, abr. 2013.

VIJVER, M. G. et al. Kinetics of Zn and Cd accumulation in the isopod *Porcellio scaber* exposed to contaminated soil and/or food. **Soil Biology and Biochemistry**, [s.l.], v. 38, n. 7, p.1554-1563, jul. 2006.

WIEZIK, M. et al. Identifying Shifts in Leaf-Litter Ant Assemblages (Hymenoptera: Formicidae) across Ecosystem Boundaries Using Multiple Sampling Methods. **Plos One**, [s.l.], v. 10, n. 7, p.1-10, 30 jul. 2015.

ZAGATTO, M. R. G.; NIVA, C. C.; THOMAZINI, M. J. Soil Invertebrates in Different Land Use Systems: How Integrated Production Systems and Seasonality Affect Soil Mesofauna Communities. **Journal of Agricultural Science and Technology B**, [s.l.], v. 7, n. 3, p.158-169, 28 mar. 2017.

ZIDAR, P.; BOŠIČ, J.; LTRUS, J. Behavioral Response in the Terrestrial Isopod *Porcellio scaber* (Crustacea) Offered a Choice of Uncontaminated and Cadmium-Contaminated Food. **Ecotoxicology**, [s.l.], v. 14, n. 5, p.493-502, 17 jun. 2005.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As avaliações de laboratório e de campo indicaram que a aplicação do lodo de papel reciclado em solo pode exercer efeito negativo para a fauna edáfica e para plantas, podendo afetar o crescimento populacional e eliminar espécies ou grupos mais sensíveis.

Portanto, é indicado que sejam realizados mais estudos com o lodo de papel reciclado, a fim de se determinar um tratamento adequado para o mesmo. E que posteriormente ao tratamento sejam realizados novos ensaios de ecotoxicidade e ensaios de campo, antes do emprego do resíduo para fins agrícolas ou florestais. Essas medidas fazem-se necessárias pelo fato do resíduo na sua forma fresca, sem nenhum tratamento, ter apresentado resultados negativos tanto em laboratório quanto em campo, e ainda pelo fato do mesmo apresentar alguns elementos químicos na sua composição, que podem acumular-se no solo e torna-lo inviável para o cultivo de algumas espécies.

REFERÊNCIAS

- BALBINOT JÚNIOR, A. A. et al. Crescimento e teores de nutrientes em tecido de alface pela aplicação de calcário e resíduos de reciclagem de papel num solo ácido. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 5, n. 1, p. 9-15, ago. 2006.
- BALBINOT JÚNIOR, A. A. et al. Aplicação de resíduo de reciclagem de papel em Cambissolo Háplico e seu efeito no solo e no cultivo de plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 38, n. 1, p.336-344, fev. 2014.
- BALIN, N. M. et al. Fauna edáfica sob diferentes sistemas de manejo do solo para produção de cucurbitáceas. **Scientia Agraria**, [s.l.], v. 18, n. 3, p.74-84, 29 set. 2017.
- BARETTA, D. et al. Fauna edáfica e qualidade do solo. In: KLAUBERG FILHO, O.; MAFRA, Á. L.; GATIBONI, C. L. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2011. p. 119-170.
- BOTTINELLI, N. et al. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? **Soil and Tillage Research**, [s.l.], v. 146, p.118-124, mar. 2015.
- BROWN, G. G. et al. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L. M. et al. **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: Embrapa, 2015. p. 122-154.
- BRUSSAARD, L.; RUITER, P. C.; BROWN, G. G. Soil biodiversity for agricultural sustainability. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s.l.], v. 121, n. 3, p.233-244, jul. 2007.
- FARIA, B. C. et al. Lodo de papel reciclado como insumo agrícola e florestal. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 16, n. 1, p.41-47, fev. 2015.
- GROTH, V. A. et al. Ecotoxicological assessment of biosolids by microcosms. **Chemosphere**, [s.l.], v. 161, p.342-348, out. 2016.
- JÄNSCH, S.; AMORIM, M. J.; RÖMBKE, J. Identification of the ecological requirements of important terrestrial ecotoxicological test species. **Environmental Reviews**, [s.l.], v. 13, n. 2, p.51-83, 1 jun. 2005. Canadian Science Publishing. <http://dx.doi.org/10.1139/a05-007>.
- MAEDA, S.; COSTA, E. R. O.; SILVA, H. D. **Uso de resíduos da fabricação de celulose e papel e da reciclagem de papel**. Colombo: Embrapa Florestas, 2010. 50 p.
- MARTINS, L. F. et al. Composição da macrofauna do solo sob diferentes usos da terra (cana-de-açúcar, eucalipto e mata nativa) em Jacutinga (MG). **Revista Agrogeoambiental**, [s.l.], v. 9, n. 1, p.11-22, 12 abr. 2017.

MODLITBOVÁ, P. et al. Comparative investigation of toxicity and bioaccumulation of Cd-based quantum dots and Cd salt in freshwater plant *Lemna minor* L. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 147, p.334-341, jan. 2018.

NIEMEYER, J. C.; CHELINHO, S.; SOUSA, J. P. Soil ecotoxicology in Latin America: Current research and perspectives. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [s.l.], v. 36, n. 7, p.1795-1810, 6 abr. 2017.

PRIAC, A.; BADOT, P.; CRINI, G. Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: Focus on germination and root elongation test parameters. **Comptes Rendus Biologies**, [s.l.], v. 340, n. 3, p.188-194, mar. 2017.

SANTOS, E. D.; ROCHA, I. J. B. Gerenciamento dos resíduos sólidos: estudo de caso de uma indústria de papel tissue em Campina Grande-PB. **Polêmica**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p.707-716, dez. 2012.

SOUZA, T. A. F.; FREITAS, H. Long-Term Effects of Fertilization on Soil Organism Diversity. In: GABA, S.; SMITH, B.; LICHTFOUSE, E. **Sustainable Agriculture Reviews 28**. S.l.: Springer, 2018. p. 211-247.

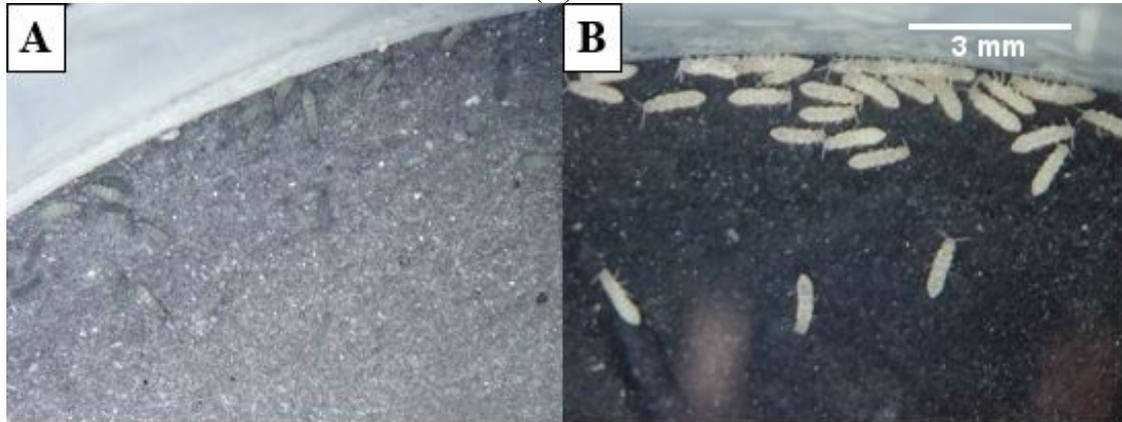
SIDDIKY, M. et al. Screening of Different Tomato Varieties in Saline Areas of Bangladesh. **International Journal of Agricultural Research, Innovation and Technology**, [s.l.], v. 2, n. 1, p.13-18, 28 fev. 2013.

SISINNO, C. L. S. et al. Importância e aplicações dos ensaios ecotoxicológicos com oligoquetas. In: NIVA, C. C.; BROWN, G. G. **Ecotoxicologia terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquetas**. Brasília: Embrapa, 2019. p. 45-70.

ZORTÉA, T. et al. Ecotoxicological effects of fipronil, neem cake and neem extract in edaphic organisms from tropical soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 166, p.207-214, dez. 2018.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Espécies de colêmbolos utilizados nos ensaios ecotoxicológicos; (A) *P. minuta* e (B) *F. candida*



Fonte: Autor (2019)

APÊNDICE B - Cultivos de enquitreídeos da espécie *e. crypticus* em Solo Artificial Tropical (SAT).



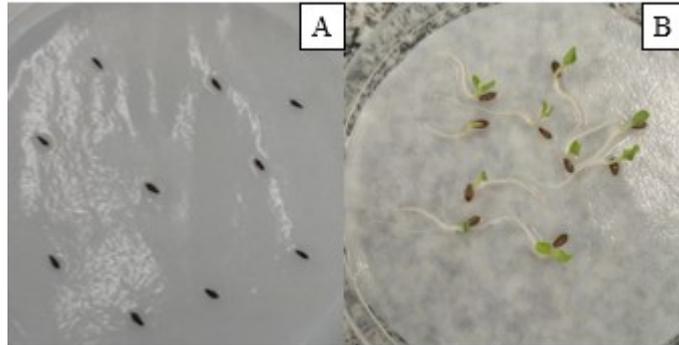
Fonte: Autor (2019)

APÊNDICE C - Cultivos de *L. minor* em meio Steinberg.



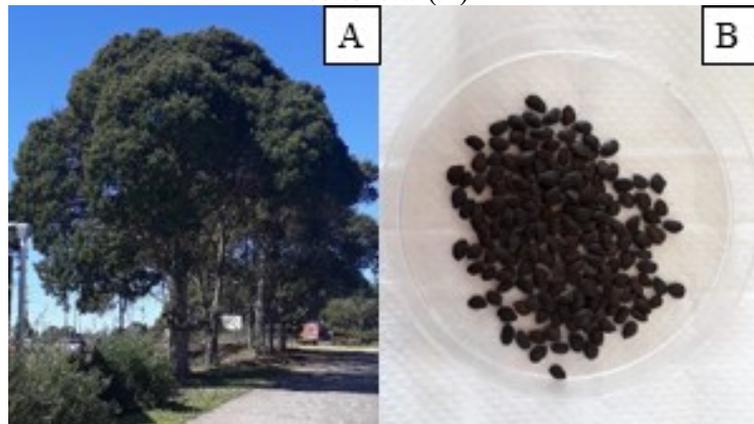
Fonte: Fontoura (2019)

APÊNDICE D - Semente de alface – *L. sativa* (A); plântulas de alface (B).



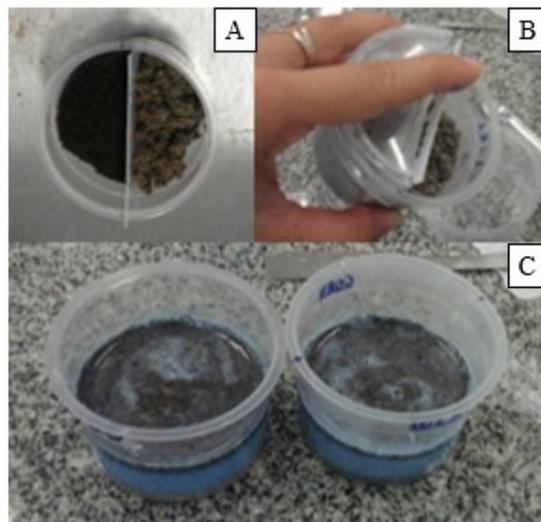
Fonte: Autor (2019)

APÊNDICE E - Indivíduo adulto de Bracatinga – *M. scabrella* (A); sementes da espécie *M. scabrella* (B).



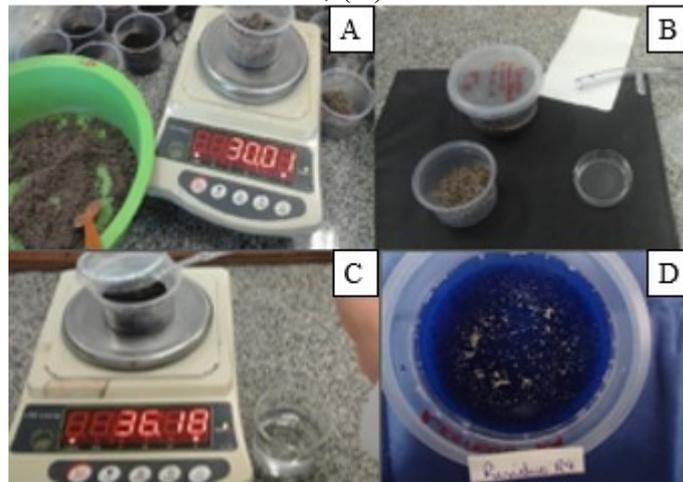
Fonte: Mayrine Silva (2018)

APÊNDICE F - Ensaio de fuga com colêmbolos da espécie *F. candida*. (A) Separação do recipiente-teste e adição dos solos-control e teste em cada um dos lados do recipiente; (B) Ao final de 48 h remoção de um dos solos para outro recipiente; (C) Adição de água e gotas de tinta de carimbo em cada um dos solos para contagem do número de organismos de cada um dos lados.



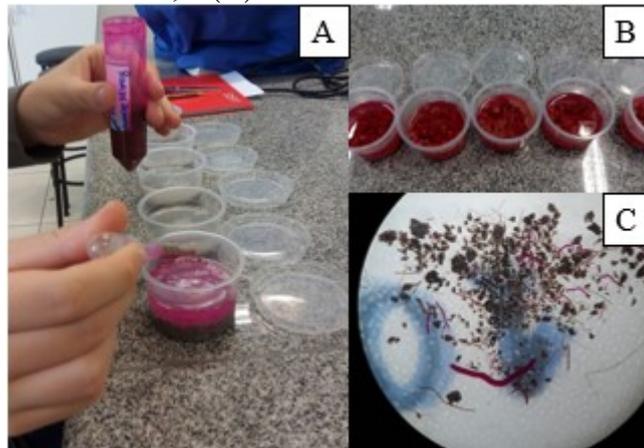
Fonte: Autor (2019)

APÊNDICE G - Ensaio de reprodução com *F. candida* e *P. minuta*. (A) Pesagem dos solos-teste nos recipientes; (B) Contagem e adição dos organismos-teste; (C) Manutenção da umidade do ensaio; (D) Leitura do ensaio.



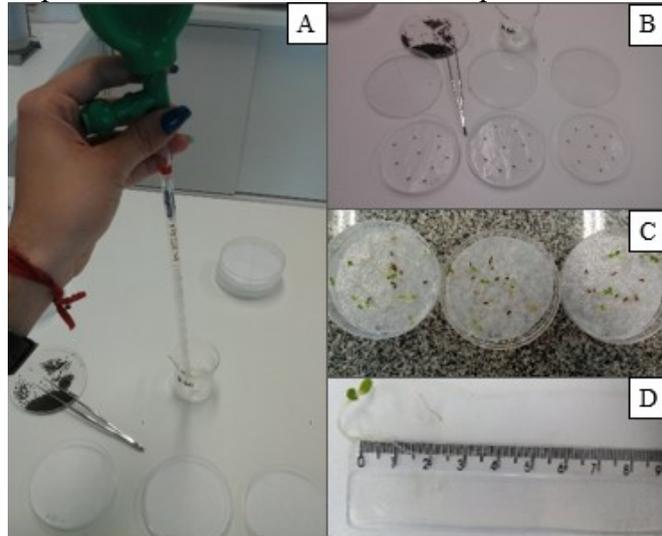
Fonte: Autor (2019)

APÊNDICE H - Método de coloração com Rosa de Bengala, para contagem do ensaio de reprodução de enquitreídeos. (A) Adição do corante aos recipientes; (B) Todas as repetições coradas; e (C) Leitura do ensaio.



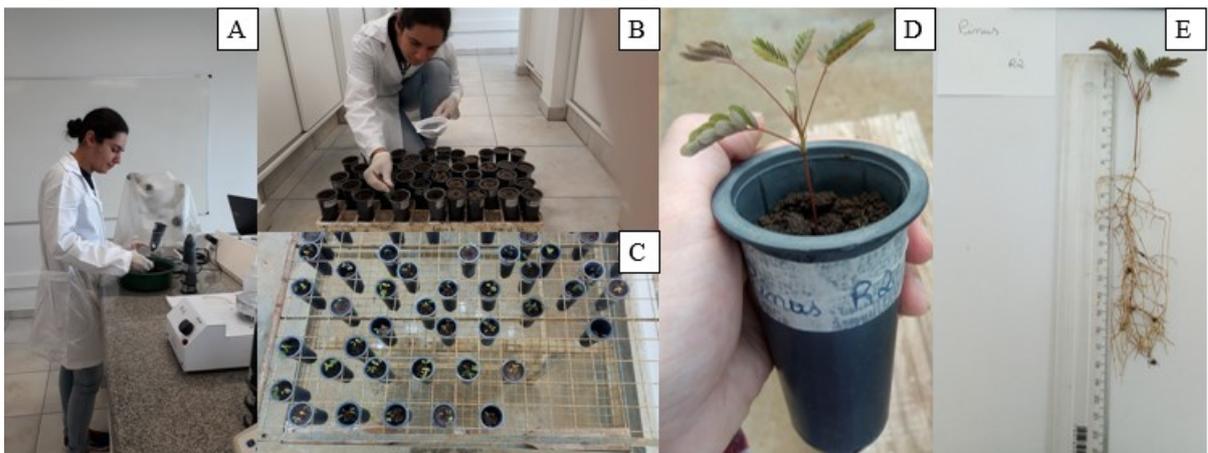
Fonte: Autor (2019) e Mayrine Silva (2019)

APÊNDICE I - Montagem e leitura do ensaio de germinação e crescimento de raiz de alface (*L. sativa*). (A) Adição do elutriato nas placas de Petri; (B) Adição de 10 sementes de alface em cada uma das placas; (C) Contagem das sementes germinadas; (D) Medição do comprimento de raiz de cada uma das plântulas.



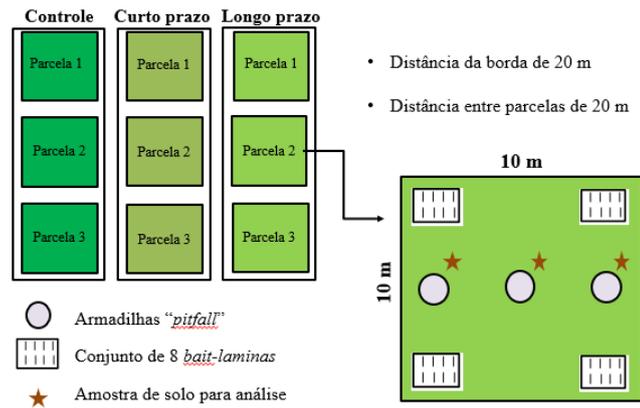
Fonte: Autor (2019)

APÊNDICE J - Montagem do ensaio com a bracatinga (*M. scrabela*) e disposição do mesmo em casa de vegetação. (A) pesagem do substrato no tubete, (B) inserção das sementes em cada tubete, (C) plantas na casa de vegetação, (D) plântula após alguns dias de ensaio, e (E) leitura do ensaio.



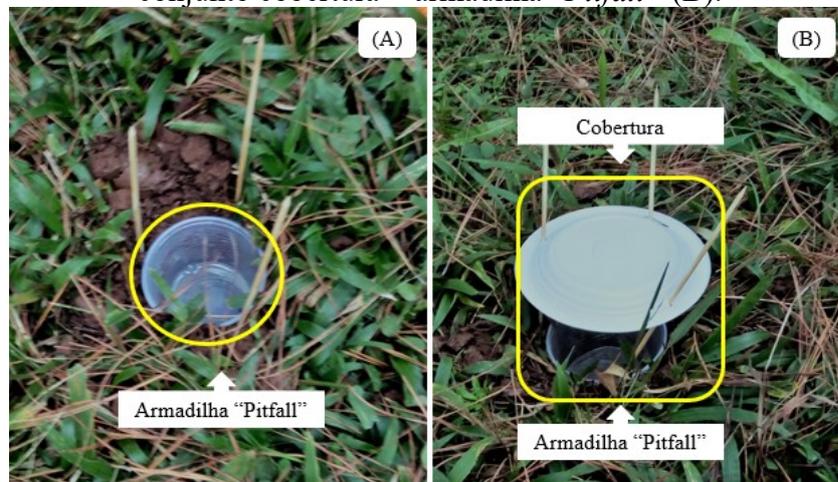
Fonte: Autor (2019)

APÊNDICE K - Desenho amostral da distribuição dos métodos de amostragem aplicados em campo.



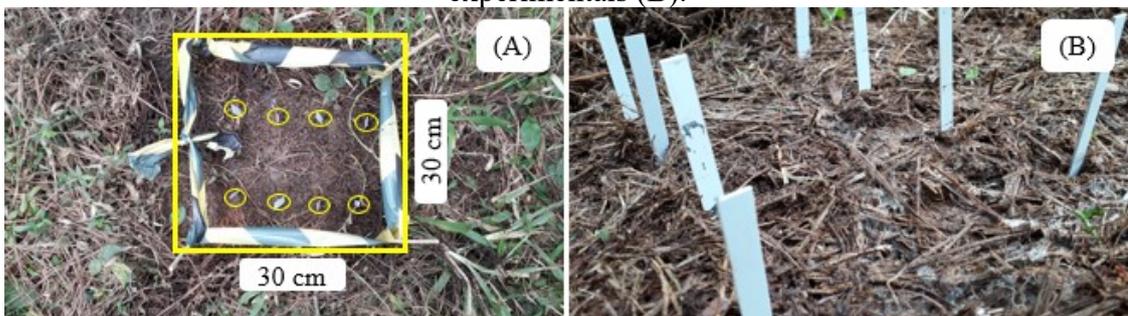
Fonte: Autor (2019)

APÊNDICE L - Detalhamento da armadilha "Pitfall" nas parcelas experimentais (A); conjunto cobertura + armadilha "Pitfall" (B).



Fonte: Autor (2019)

APÊNDICE M - Distribuição de um conjunto de lâminas-isca (A); Detalhamento das duas fileiras espaçadas 15 cm e das quatro iscas espaçadas 8 cm distribuídas nas parcelas experimentais (B).



Fonte: Autor (2019)