

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CAMPUS FREDERICO WESTPHALEN/RS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA
AMBIENTAL

Giuvana Lazzaretti

**INFLUÊNCIA DO RESÍDUO DA INDÚSTRIA DE SUCO DE LARANJA
SOBRE A QUALIDADE DO SOLO E DE MUDAS DE *Psidium guajava* L.**

Frederico Westphalen, RS
2021

Giuvana Lazzaretti

**INFLUÊNCIA DO RESÍDUO DA INDÚSTRIA DE SUCO DE LARANJA SOBRE A
QUALIDADE DO SOLO E DE MUDAS DE *Psidium guajava* L.**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria, *campus* Frederico Westphalen (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

Orientadora: Prof^a Dr^a. Hilda Hildebrand Soriani

Frederico Westphalen, RS

2021

Lazzaretti, Giuvana
INFLUÊNCIA DO RESÍDUO DA INDÚSTRIA DE SUCO DE LARANJA
SOBRE A QUALIDADE DO SOLO E DE MUDAS DE *Psidium guajava*
L. / Giuvana Lazzaretti.- 2021.
113 p.; 30 cm

Orientadora: Hilda Hildebrand Soriani
Coorientador: Nilton Cesar Mantovani
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Campus de Frederico Westphalen, Programa de Pós
Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, RS, 2021

1. Reutilização de residuo orgânico 2. Indicadores
microbiológicos 3. Indicadores químicos 4. Retenção de
metal I. Hildebrand Soriani, Hilda II. Mantovani,
Nilton Cesar III. Titulo.

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

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

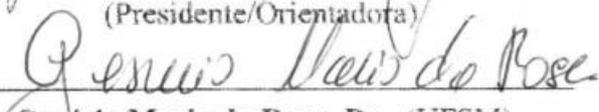
Giuvana Lazzaretti

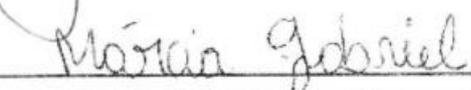
**INFLUÊNCIA DO RESÍDUO DA INDÚSTRIA DE SUCO DE LARANJA SOBRE A
QUALIDADE DO SOLO E DE MUDAS DE *Psidium guajava* L.**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria, *campus* Frederico Westphalen (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

Aprovado em 3 de dezembro de 2021:


Hilda Hildebrand Soriani, Dra. (UFSM)
(Presidente/Orientadora)


Genésio Mario da Rosa, Dr. (UFSM)


Marcia Gabriel, Dra. (Externo)

Frederico Westphalen, RS

2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus e nossa senhora Aparecida por me abençoar nessa jornada, colocando pessoas boas em meu caminho, as quais me fazem acreditar em um mundo melhor e me encorajam a prosseguir. Obrigada por sempre segurar minha mão, não deixando desistir e guiando em todos meus passos.

Agradeço toda minha família, exemplo de amor e união, em especial meus pais Valcir e Cleci por sempre me apoiar em cada decisão, por me auxiliarem e ser meu porto seguro nos momentos em que mais precisei, vocês são meu alicerce! Colocaram - me no caminho da bondade, honestidade, responsabilidade, comprometimento. Mostraram – me que ninguém é melhor que ninguém, e cada conquista acontece no tempo exato de Deus.

Agradeço minha orientadora Dra. Hilda Hildebrand Soriani pela oportunidade concedida à área de Monitoramento Ambiental no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, pela confiança em mim depositada, grata pela orientação!

Agradeço a Indústria de Sucos do Alto Uruguai – ISAU de Liberato Salzano, RS pela disponibilidade em nos atender e pela atenção dedicada, permitindo a realização deste trabalho através da doação de seus resíduos.

Agradeço a meu coorientador Dr. Nilton César Mantovani pelo auxílio prestado, permitindo - nos usufruir de seus recursos e desenvolver esta pesquisa.

Agradeço imensamente a professora Dra. Márcia Matsuoka Rosa por todo o auxílio que me destes, desde a época de graduação até os dias de hoje, nunca mediu esforços para me ajudar em qualquer situação, você para mim foi muito além do que professora e amiga, mas sim uma mãe que ensina, apoia e corrige quando necessário com muito amor e paciência. Sou imensamente grata pelas oportunidades que tive graças a você. És um ser humano de luz, exemplo de bondade e honestidade, e se cheguei até aqui, foi me inspirando em você!

Agradeço aos professores Dr. Arci Dirceu Wastowiski, Dr. Genésio Mario da Rosa, Dr. Clóvis Orlando da Ros por terem permitido utilizar de seus equipamentos, laboratórios e auxílio prestado.

Agradeço aos técnicos: Lucindo Somavilla, Marcela Torchelsen e Fernanda Volpato, pela paciência e prontidão a ajudar e sem medir esforços ou fazer diferença.

Agradeço o professor Dr. Felipe Turchetto por toda ajuda desde o início do experimento, não medindo esforços em passar um pouco de seus conhecimentos.

Agradeço aos professores da Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental nível mestrado da UFSM-FW por todos os ensinamentos dentro e fora de sala de aula.

Agradeço aos alunos do LAFEF por toda a ajuda desde o início, em especial a Laura da Silva, Mateus A. Huther, Fabio Rangel, Samanta Lamperti e Felipe P. A. Cruz, sem a ajuda de vocês os obstáculos seriam maiores.

Agradeço a UFSM-FW pela oportunidade de me formar Engenheira Ambiental e Sanitarista e agora poder ter o título de mestre em Ciência em Tecnologia Ambiental, sou imensamente grata.

Agradeço aos servidores, em especial ao Anderson R. Webler e ao seu Marion por toda ajuda indispensável prestada durante a instalação do experimento. Aos motoristas e a equipe do almoxarifado que estavam sempre à disposição para o que fosse necessário. Aos vigilantes e equipe da limpeza que sempre me acolhiam com um bom dia caloroso e um belo sorriso no rosto. A equipe da recepção por auxiliar no que fosse necessário. Muito obrigada, vocês foram fundamentais!

Agradeço a primeira turma do programa de pós-graduação (2019/1) pelas amizades cultivadas. Agradeço aos colegas desde o tempo de graduação e hoje de mestrado, na qual nossa amizade foi fortalecida, onde passamos por poucas e boas, que serviu para mostrar-nos o quão fortes e capazes que nós somos.

Agradeço as gurias: Débora Seben, Angela Pedretti e Indiara B. Cunha que cruzaram meu caminho, e tive o privilégio de compartilhar esta experiência.

Agradeço a todas as pessoas que contribuíram para meu crescimento durante esta jornada.

A todos meu muito obrigada!

RESUMO

INFLUÊNCIA DO RESÍDUO DA INDÚSTRIA DE SUCO DE LARANJA SOBRE A QUALIDADE DO SOLO E DE MUDAS DE *Psidium guajava* L.

AUTORA: Giuvana Lazzaretti
ORIENTADORA: Hilda Hildebrand Soriani

A laranja é uma das frutas mais comercializadas no mundo, e possui grande importância para a exportação brasileira, sendo seus principais produtos processados o óleo essencial e o suco concentrado, porém, seu processamento promove a geração de grandes quantidades de resíduos constituídos da sobra da fruta, que hoje são utilizados na nutrição animal, no entanto, este resíduo pode ser reutilizado como fonte de matéria orgânica ao solo. O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade química e microbiológica do solo com a incorporação de resíduo da indústria de suco de laranja, assim como, avaliar o desenvolvimento e a tolerância de *Psidium guajava* em solo contaminado com cobre e com diferentes doses de resíduo. No primeiro experimento fez-se a incorporação de diferentes concentrações de resíduo (bagaço) ao solo (0% de resíduo + 100% de solo (controle); 20% de resíduo + 80% de solo; 40% de resíduo + 60% de solo e 60% de resíduo + 40% de solo), com 4 períodos diferentes de avaliação, aos 0, 60, 120 e 180 dias após a implantação do experimento, nos quais se avaliou a qualidade química e microbiológica do solo. No segundo experimento, fez-se a incorporação de 3 doses de resíduo (bagaço) ao solo (0, 25 e 50%) e, posteriormente, contaminou-se com cobre, nas concentrações de 0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto, após a estabilização do metal promoveu-se o transplante de *Psidium guajava* (goiabeira) e após 100 dias coletou-se as plantas e o composto, sendo avaliado através de técnica de EDX os teores de cobre total no composto e os teores de cobre acumulado na planta, também avaliou-se o desenvolvimento das plantas e sua tolerância ao cobre através da massa seca dos órgãos e pelo índice de tolerância. No primeiro experimento o resíduo de laranja promoveu melhorias na qualidade microbiológica e química do solo, promovendo elevação nos teores de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e zinco, e apresentou redução no teor de cobre, indicando que a matéria orgânica incorporada ao solo neste experimento foi capaz de reter cobre. No segundo experimento a adição de cobre promoveu aumento no teor de cobre total no composto, aumento no teor de cobre acumulado nas raízes, na parte aérea e total, e afetou o desenvolvimento da goiabeira, assim como a adição do bagaço da laranja. O índice de translocação apresentou decréscimo com o aumento da contaminação por cobre e os fatores de bioconcentração e bioacumulação mostraram baixa eficiência da goiabeira em translocar o metal.

Palavras-chave: Reutilização de resíduo orgânico. Indicadores microbiológicos. Indicadores químicos. Retenção de metal.

ABSTRACT

INFLUENCE OF WASTE FROM THE ORANGE JUICE INDUSTRY ON THE QUALITY OF SOIL AND SEEDLINGS OF *Psidium guajava* L.

AUTHOR: Giuvana Lazzaretti
ADVISOR: Hilda Hildebrand Soriani

Orange is one of the most commercialized fruits in the world, and have great importance for Brazilian exports, with its main processed products being essential oil and concentrated juice, however, its processing promotes the generation of large amounts of waste consisting of leftover fruit, which are currently used in animal nutrition, however, this residue can be reused as a source of organic matter in the soil. The objective of this work was to evaluate the chemical and microbiological quality of the soil with the incorporation of residue from the orange juice industry, as well as to evaluate the development and tolerance of *Psidium guajava* in soil contaminated with copper and with different doses of residue. In the first experiment, different concentrations of residue (bagasse) were incorporated into the soil (0% residue + 100% soil (control); 20% residue + 80% soil; 40% residue + 60% soil and 60 % of residue + 40% of soil), with 4 different evaluation periods, at 0, 60, 120 and 180 days after the implementation of the experiment, in which the chemical and microbiological quality of the soil was evaluated. In the second experiment, 3 doses of residue (bagasse) were incorporated into the soil (0, 25 and 50%) and subsequently contaminated with copper at concentrations of 0, 50, 100, 200 and 400 mg Cu.Kg⁻¹ of compost, after stabilization of the metal, *Psidium guajava* (guava tree) was transplanted and after 100 days the plants and the compost were collected, and the contents were evaluated using tecnic of X-RFS of total copper in the soil and the contents of accumulated copper in the plant, it was also evaluated the development of plants and their tolerance to copper through the dry mass of the organs and the tolerance index. In the first experiment, the orange residue promoted improvements in microbiological and chemical quality, promoting an increase in the levels of macronutrients and zinc, and showed a reduction in the soil copper content, indicating that the organic matter incorporated into the soil in this experiment was able to retain copper. In the second experiment, the addition of copper promoted an increase in the total copper content in the compost, an increase in the accumulated copper content in the roots, aerial part and total and affected the development of guava tree, as well as the addition of orange bagasse. The translocation index decreased with the increase in copper contamination and the bioconcentration and bioaccumulation factors showed low efficiency of guava tree in translocating of metal.

Keywords: Reuse of organic waste. Microbiological indicators. Chemical indicators. Metal retention.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO 1

- Figura 1 - Respiração basal do solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento) 45
- Figura 2 - Biomassa microbiana do solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)..... 46
- Figura 3 - Quociente metabólico (qCO_2) do solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento).... 47
- Figura 4 - Quociente microbiano do solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)..... 48
- Figura 5 - Respiração induzida por substrato em solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento).... 49
- Figura 6 - Atividade da urease com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento) 50
- Figura 7 - Teor de potássio (A) e fósforo (B) no solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento).... 51
- Figura 8 - Teor de cálcio (A) e magnésio (B) no solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento).... 53
- Figura 9 - Teor de cobre (A) e zinco (B) no solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento).... 54
- Figura 10 - Carbono orgânico total do solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)..... 55
- Figura 11 - Relação entre os componentes principais 1 e 2 dos indicadores químicos e microbiológicos de qualidade do solo..... 56

CAPÍTULO 2

- Figura 1 - Teor de cobre do composto (solo+resíduo) com aplicação de diferentes doses de resíduo (0, 25 e 50% de bagaço de laranja) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)..... 80
- Figura 2 - Massa seca das raízes de goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto).
..... 82

Figura 3 - Massa seca da parte aérea da goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg ⁻¹ de composto).....	84
Figura 4 - Massa seca total da goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg ⁻¹ de composto).....	85
Figura 5 - Teor de cobre acumulado nas raízes (CuAR) da goiabeira crescidas em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg ⁻¹ de composto).	87
Figura 6 - Teor de cobre acumulado na parte aérea (CuAPA) da goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg ⁻¹ de composto).....	88
Figura 7 - Teor de cobre acumulado total (CuAT - raízes + parte aérea) em goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg ⁻¹ de composto).	90
Figura 8 - Índice de translocação do cobre em goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg ⁻¹ de composto).....	91
Figura 9 - Fator de bioconcentração do cobre em goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg ⁻¹ de composto).....	93
Figura 10 - Fator de bioacumulação do cobre em goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg ⁻¹ de composto).....	94

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
1.1 OBJETIVOS.....	16
1.1.1 Objetivo Geral.....	16
1.1.2 Objetivos Específicos	17
2 REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1 LARANJA E A IMPORTÂNCIA DE SUA PRODUÇÃO.....	18
2.2 RESÍDUOS ORGÂNICOS E SUA UTILIZAÇÃO NO SOLO	19
2.3 SOLO E SUA QUALIDADE.....	22
2.4 INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO	23
2.4.1 Bioindicadores de qualidade do solo.....	23
2.4.1.2 <i>Respiração basal do solo.....</i>	26
2.4.1.3 <i>Respiração induzida por substrato.....</i>	27
2.4.1.4 <i>Quociente metabólico (qCO₂)</i>	27
2.4.1.5 <i>Quociente microbiano (qMic)</i>	28
2.4.1.6 <i>Atividade enzimática do solo – urease EC 3.5.1.5</i>	29
2.4.2 Indicadores químicos de qualidade do solo.....	30
2.5 METAIS PESADOS NO SOLO	31
2.6 COBRE NO SOLO.....	33
2.7 EFEITOS DO EXCESSO DE METAIS SOBRE AS PLANTAS	34
CAPÍTULO 1 - AUMENTO DA QUALIDADE QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO SOLO COM ADIÇÃO DE RESÍDUO DA INDÚSTRIA DE SUCO DE LARANJA.....	35
1 INTRODUÇÃO	37
2 MATERIAL E MÉTODOS	39
2.1 CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS.....	39
2.2 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS E QUÍMICAS	40
2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	42
3 RESULTADOS	44
3.1 CARACTERIZAÇÕES DO BAGAÇO DA LARANJA E DO SOLO.....	44
3.2 INDICADORES MICROBIOLÓGICOS.....	44
3.3 INDICADORES QUÍMICOS	50
3.4 ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS.....	55
4 DISCUSSÃO	57

5 CONCLUSÃO	66
REFERÊNCIAS	67
CAPITULO 2 - REDUÇÃO NA QUALIDADE DE MUDAS DE <i>Psidium guajava</i> L. CRESCIDAS EM SOLO CONTAMINADO COM CONCENTRAÇÕES CRESCENTES DE COBRE E COM APLICAÇÃO DE BAGAÇO DE LARANJA.....	71
RESUMO	73
1 INTRODUÇÃO	75
2 METODOLOGIA	77
2.1 CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS	77
2.2 ANÁLISES REALIZADAS	78
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
5 CONCLUSÃO	96
REFERÊNCIAS	97
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
REFERÊNCIAS	103

1 INTRODUÇÃO

O suco de laranja possui ampla importância na exportação brasileira, sendo que cerca de 80% da fruta produzida no país é processada em forma de suco concentrado congelado. O processamento envolve tecnologias para que sejam aproveitados todos os componentes da laranja, pois além do suco, outros produtos como óleo essencial, suco de polpa e ração animal (EMBRAPA, 2005) são comercializados. Segundo dados do IBGE (2020), o Brasil teve uma produção de mais de 18 milhões de toneladas na safra 2019/2020 e prevê para 2021 uma produção com alta de 1,9%, pois as frutas cítricas estão entre as frutas mais comercializadas no mundo.

Com o aumento no consumo de produtos naturais, principalmente bebidas, há um aumento na produção de frutas como a laranja, e por consequência, o desenvolvimento das indústrias de suco. Porém, esta atividade industrial acaba por gerar grande quantidade de resíduos que podem ser melhor aproveitados, como por exemplo, na forma de fertilizante orgânico e substrato (NETTO et al., 2016), pois este resíduo é composto de cascas, sementes e bagaço, correspondendo a 50% da fruta, sendo destinado a alimentação animal basicamente (CYPRIANO et al., 2017).

Este tipo de resíduo possui elevada quantidade de água, dificultando assim, a coleta, o transporte e o armazenamento, acarretando limitações para seu uso, e mesmo sendo utilizado para a alimentação animal, a maior parte deste ainda fica inutilizada devido ao alto custo de secagem (SOUZA; MARQUES, 2017). E se tratando de resíduo orgânico, o bagaço de laranja, quando aplicado ao solo para se biodegradar, pode proporcionar um aumento de macro e micronutrientes no solo (TREUER et al., 2017), apresentando, portanto, grande potencial na regeneração de florestas que sequestram uma quantidade significativa de carbono a baixo custo.

O bagaço de laranja pode ser usado, portanto, na recuperação de áreas degradadas, sendo assim, a adição deste resíduo ao solo poderia ser uma forma de disposição mais simples do que transformá-lo em ração animal, o que exige gastos com o processamento do material (JANZEN; HALLWACHS, 2020), ou ainda a realização de compostagem, que em grande escala necessita de maquinários para fazer a manutenção.

A destinação final ambientalmente correta dos resíduos que são gerados pelas indústrias é um dos principais desafios na atualidade, devido ao alto potencial de contaminação, no entanto, com o desenvolvimento de políticas ambientais, a destinação ambientalmente sustentável dos resíduos é instigada, buscando-se novas tecnologias e

destinos que possam ser capazes de suprir a demanda dos resíduos que são gerados, desta forma, uma das soluções encontradas para o passivo ambiental gerado pela indústria de suco de laranja é a aplicação deste resíduo no solo (ANDRADE; ANDREAZZA; CAMARGO, 2016).

Os resíduos orgânicos são fertilizantes naturais, os quais consistem de fontes de nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas, tais como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre, além de micronutrientes, e podem perfeitamente serem utilizados no solo simultaneamente com os fertilizantes minerais, pois promovem melhorias na qualidade do solo, e também se tornam uma forma de gestão adequada para esse tipo de resíduos (CZEKAŁA, JEŻOWSKA, CHEŁKOWSKI, 2019).

Vale destacar que o bagaço de laranja quando incorporado ao solo provoca um aumento nos teores de material orgânico e, de acordo com a FAO (*Food and Agriculture Organization*, 2006), a matéria orgânica exerce influência sobre as propriedades físicas e químicas do solo, pelo fato de ser responsável por metade da capacidade de troca de cátions, por permitir estabilidade dos agregados e fornecer nutrientes essenciais no desenvolvimento de plantas e dos microrganismos, além de reduzir os efeitos negativos de pesticidas, metais pesados e outros poluentes lançados ao solo.

Dentre os metais existentes nos solos, destacamos o cobre, elemento essencial para o desenvolvimento das plantas, mas que segundo Andrezza et al. (2010), quando o mesmo se apresenta em elevadas concentrações torna-se potencial poluidor para o ambiente. Estas elevações do teor de cobre no solo ocorrem devido a algumas atividades, as quais destacam-se como as principais fontes desse contaminante, sendo elas: a aplicação de fungicidas a base de cobre, aplicação de pesticidas, descarte inadequado de resíduos sólidos industriais e urbanos, dejetos suínos, produtos eletrônicos, entre outros (BOLDARINI, 2017). Por outro lado, o uso de resíduos orgânicos ao solo pode ser uma alternativa para a estabilização desse elemento, reduzindo seu efeito tóxico, e ao mesmo tempo sendo uma alternativa de destinação correta para esse passivo ambiental.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Este trabalho teve por objetivo avaliar a qualidade química e microbiológica de solo antes e após a aplicação de resíduo proveniente do processamento da laranja em diferentes

concentrações, assim como, avaliar o crescimento da espécie *Psidium guajava* (goiabeira) e sua tolerância em solo contaminado com cobre, com diferentes concentrações de bagaço de laranja.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a qualidade microbiológica do solo com a aplicação de diferentes concentrações de bagaço de laranja (0, 20, 40 e 60%) em diferentes períodos de avaliação (0, 60, 120 e 180 dias após a implantação do experimento), através de indicadores microbiológicos: biomassa microbiana, respiração basal, quociente metabólico, quociente microbiano, respiração induzida pelo substrato e atividade da enzima urease.
- Avaliar a qualidade química do solo com aplicação de diferentes concentrações de bagaço de laranja (0, 20, 40 e 60%) em diferentes períodos de avaliação (0, 60, 120 e 180 dias após a implantação do experimento), através da quantificação de macro e micronutrientes e carbono orgânico total do solo.
- Estimar o crescimento da espécie *Psidium guajava* (goiabeira) através de variáveis de massa seca de órgãos em solo contaminado com cobre, com diferentes doses de bagaço de laranja.
- Quantificar a tolerância da espécie *Psidium guajava* (goiabeira) em solo com diferentes doses de bagaço de laranja e contaminado com diferentes concentrações de cobre, através das variáveis cobre acumulado na parte aérea e raízes, índice de translocação, fator de bioacumulação e fator de bioconcentração.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 LARANJA E A IMPORTÂNCIA DE SUA PRODUÇÃO

Os citrus estão entre as frutas mais importantes do mundo, sendo produzidos em muitos países tropicais e subtropicais, são originários do Sudeste Asiático e foram introduzidos no Brasil por colonizadores, que iniciaram o plantio no estado da Bahia, as condições de clima propiciaram a disseminação deste gênero para todo o território nacional, tornando o Brasil o maior produtor de laranja do mundo, com cerca de 38% do total de frutas e 50% da produção total de suco (ALMEIDA et al., 2015).

Além da laranja que é o produto principal dessa cadeia, a citricultura abrange outros produtos como o limão, a tangerina e a lima ácida, o que torna a citricultura uma das principais atividades agrícolas no mundo, por apresentar elevado consumo em diversos países, independente da classe social da população, além disso, o Brasil detém a liderança entre os países, contribuindo com a balança comercial nacional, além da geração direta e indireta de empregos (CNA, 2019).

As laranjeiras são divididas em grupos, por exemplo: a comum, sem acidez, sanguíneas e umbigo, podendo ser consumidas tanto na forma *in natura* quando processada, desta forma, algumas espécies são utilizadas na produção de matéria prima para indústrias farmacêuticas e na produção de ácido cítrico, e além de seus frutos, os caules das plantas podem ser utilizados para lenha (LOPES et al., 2011).

Os citrus são populares devido suas características como o sabor, aroma, teor de vitaminas e outros benefícios nutricionais (JANDRIC et al., 2017). Esta popularidade se deu devido à existência de importantes ácidos orgânicos, açúcares e aminoácidos, além de apresentar uma quantidade apreciável de vitaminas A, B e C, minerais, fibras, compostos fenólicos e fitoquímicos, como os carotenoides e limonoides, que apresentam elevados benefícios para a saúde, além de ser antioxidante e anticancerígeno (CHEN; TAIT; KITTS, 2017).

A composição da fruta consiste basicamente em casca, endocarpo ou polpa e sementes, sendo que a casca pode ser dividida em externa ou flavelo que é rica em carotenoides e óleos essenciais com alto valor comercial, a parte interna ou albedo, caracterizada pela coloração branca e estrutura esponjosa, possui aproximadamente 20% de pectina cítrica, além de limoneno e hesperidina, a polpa interna que é a porção comestível é formada por segmentos ou gomos, que contém vesículas cheias de suco e também sementes,

além desses, o tecido esponjoso central é conhecido como eixo da fruta ou núcleo central (DAVIS, 1932; LENHARDT, 2016).

Durante a produção de suco de laranja, apenas metade da massa da laranja se transforma em suco, gerando grandes quantidades de resíduo composto por casca, polpa, sementes, folhas e frutos inteiros que não atingem a qualidade necessária, sendo assim, o resíduo representa 50% da massa da fruta e possui um alto teor de umidade (GARCIA-CASTELLO et al., 2011), os quais são geralmente transformadas em farelo paletizado para alimentação animal (REZZADORI; BENEDETTI; AMANTE, 2012).

Em outros casos, no entanto, grande quantidade de resíduos, na maioria dos casos, é espalhada em áreas de solo adjacentes aos locais de produção, sendo utilizados mais tarde como alimento na criação de gado, ou até mesmo queimados (MARTÍN et al., 2010). Esta forma de manuseio dos resíduos gera águas residuárias poluidoras, e em termos de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pode afetar negativamente o solo e as águas superficiais, além disso, a fermentação durante o armazenamento pode gerar microtoxinas capazes de afetar o gado, e por consequência a saúde humana (BRADDOCK, 1999).

Nesse sentido, uma alternativa para a gestão desses resíduos é a implementação de novos processos para sua destinação como por exemplo, a produção de fertilizantes orgânicos, pectina, bio-óleo, óleos essenciais e antioxidantes, compostos orgânicos ou substrato para produção de vários compostos com alto valor de proteína microbiana, ácidos orgânicos, etanol, enzimas e metabólitos secundários ativos e materiais adsorventes, sendo estas boas alternativas para evitar a poluição ambiental e agregar valor a essas substâncias (REZZADORI; BENEDETTI; AMANTE, 2012).

Percebe-se que existem inúmeras formas de reutilização para os resíduos provenientes da indústria de suco de laranja, o que possibilita o desenvolvimento de inúmeros trabalhos voltados para este fim, permitindo melhor aproveitamento dos resíduos que são gerados.

2.2 RESÍDUOS ORGÂNICOS E SUA UTILIZAÇÃO NO SOLO

Após a Revolução Industrial a produção agrária teve um aumento exponencial devido ao aprimoramento tecnológico que permitiu a utilização de máquinas, e com isso foi possível aumentar a produção de frutas e vegetais, que passaram a ser destinados para a produção de novos produtos como os enlatados, as geleias e os sucos (NASCIMENTO FILHO; FRANCO, 2015).

Atualmente, existe uma grande preocupação com o destino final dos resíduos sólidos que são gerados pela sociedade, os quais necessitam de técnicas de remediação, permitindo que se tenha tratamento mais eficiente da massa dos resíduos, desta forma, presentemente, uma das alternativas de disposição para resíduos orgânicos é o uso agrícola, no qual torna-se promissor a redução dos custos de tratamento, promovendo assim, a reutilização e ciclagem de nutrientes e melhorando as condições físicas e químicas do solo (MANGIERI; TAVARES FILHO, 2015).

A gestão de resíduos tem se tornado um grande desafio ambiental, em decorrência da crescente taxa de consumo de recursos naturais nos países industrializados. Na economia, em termos gerais, a gestão de resíduos não interessa apenas ao setor de resíduos, pois produtores de aquecimento e eletricidade começaram a manifestar interesse em usar resíduos para a produção de biocombustíveis, e os agricultores estão vendo os benefícios do uso desses resíduos como fertilizantes (ODELARE et al., 2011).

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos – 12.305/2010 são considerados resíduos sólidos os materiais, substâncias e objetos descartados, resultantes de atividades humanas na sociedade, no qual sua destinação procede nos estados sólidos ou semissólidos, gases e líquidos, em que seu lançamento em redes públicas de esgoto ou corpos d'água seja inviável, exigindo soluções técnicas de tratamento ou utilização.

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (2017), são considerados resíduos orgânicos os restos de animais e vegetais descartados de atividades humanas, podendo ter procedência doméstica ou urbana, tais como os restos de alimentos e podas, de origem agrícola ou industrial, como resíduos de agroindústria alimentícia, indústria madeireira, frigoríficos, entre outros, e também procedência de saneamento básico como os lodos de estação de tratamento de esgotos, etc. São considerados materiais que se degradam espontaneamente e reciclam nutrientes, mas quando são gerados em grande quantidade podem ser considerados um sério problema ambiental se não forem destinados corretamente.

No Brasil, há vários cenários críticos de poluição, que estão relacionados à incorreta disposição de resíduos, acarretando na contaminação do solo e dos recursos hídricos por metais pesados, resíduos de defensivos agrícolas e solventes orgânicos halogenados (CHACÓN et al., 2011).

Hoje as opções disponíveis que tem-se para a destinação dos resíduos são os aterros controlados para os rejeitos, a incineração e a reciclagem, porém, devido aos problemas ambientais e aspectos econômicos, tornou-se crescente a necessidade de se utilizar os resíduos orgânicos para fins agrícolas, promovendo assim, maior reciclagem de nutrientes, resultando

em duplo benefício, ou seja, diminuindo o uso de fertilizantes minerais e por consequência reduzindo a poluição ambiental (AYUSO et al., 1996). Além de servirem como fontes de nutrientes para as plantas, também contribuem para o acúmulo de carbono orgânico no solo, causando efeitos positivos comprovados na atividade microbiana do solo (ODLARE et al., 2011).

Os resíduos orgânicos quando destinados de forma adequada, podem ser utilizados como fertilizantes devido à relação com seu baixo custo, pelos efeitos benéficos sobre as características químicas, físicas e biológicas do solo, além dos benefícios para as plantas, pois eleva os teores de matéria orgânica do solo e a disponibilidade de nutrientes (ZANDONADI et al., 2014).

Quando se destinar ao solo, no caso do Rio Grande do Sul, deve-se respeitar alguns critérios descritos no Decreto nº 38.356/1998 que aprova o regulamento da Lei nº 9.921/1993, que dispõe sobre a gestão dos resíduos sólidos no estado, no qual menciona que quando ocorrer a disposição final dos resíduos ao solo através de qualquer sistema ou processo deverão ser tomadas medidas adequadas para a proteção das águas superficiais, subsuperficiais, subterrâneas e do solo, obedecendo aos critérios estabelecidos pela FEPAM.

Os compostos orgânicos hoje constituem uma alternativa viável para substituição total ou parcial dos fertilizantes minerais, pois os resíduos orgânicos, apesar de apresentarem menores concentrações de nutrientes do que os fertilizantes minerais, também apresentam grande diversidade de nutrientes em sua composição, responsáveis pelo desenvolvimento vegetal, sendo assim, os compostos orgânicos apresentam vantagens em serem gerados a partir das centrais de abastecimento e comercialização de produtos agrícolas, por meio das perdas e processamento primário dos alimentos (RODRIGUES et al., 2011).

Diversos resíduos orgânicos de origem urbana, industrial e agrícola podem ser utilizados na agricultura, tais como esterco bovino, de suíno, de aves, resíduos de criação animal, compostos orgânicos, torta de mamona, torta de filtro, lodo de esgoto, turfas, adubos verdes, lixo urbano e resíduos resultantes de processamento de frutas (OLIVEIRA, 2017), como no caso das indústrias de processamento de laranja.

Reconhecendo o potencial que os resíduos orgânicos gerados em diferentes atividades têm como alternativa na manutenção dos níveis de matéria orgânica do solo, primeiramente, antes de fazer sua aplicação, deve-se conhecer suas características químicas e bioquímicas no estado *in natura*, assim como também o grau de estabilidade e a manutenção quando utilizado em forma de composto (CHACÓN et al., 2011).

Os resíduos utilizados na adubação de culturas, como forma de aproveitamento, tornam-se uma importante fonte de nutrientes, além de proporcionar a melhora na fertilidade do solo, aumenta o teor de matéria orgânica, contribuindo com o melhoramento nos atributos do solo, contudo, os nutrientes presentes nos resíduos estão em formas desbalanceadas, o que evidencia a complementação com adubos industriais, portanto, o uso de resíduos devem seguir alguns critérios agronômicos para não causar desbalanço nutricional e perder a produtividade das culturas (ROCHA, 2013).

A forma como o resíduo é disposto no solo irá influenciar a decomposição e a liberação de nutrientes, assim, quando os resíduos são incorporados ao solo, pode-se observar uma decomposição mais acelerada, do que quando aplicado na superfície, isso se dá devido ao aumento da superfície de contato para atuação dos microrganismos, pois no interior do solo geralmente apresenta-se uma temperatura mais amena e maior teor de umidade, favorecendo o rápido crescimento da população de microrganismos e contribuindo com o processo de decomposição (THÖNNISSEN et al., 2000).

2.3 SOLO E SUA QUALIDADE

O solo é fundamental para a manutenção de vida no planeta, funciona como substrato fornecendo às plantas nutrientes e água, sendo que nele ocorrem reações químicas e bioquímicas que permitem a ciclagem dos elementos na natureza, garantindo sua reutilização pelos seres vivos, além disso, dentro deste ambiente temos microrganismos, mesorganismos, macrorganismos e plantas que interagem constantemente competindo por alimentos, ocorrendo as mais variadas relações ecológicas entre as espécies (BALOTA et al., 2013).

O solo apresenta um dos principais reservatórios da biosfera quando se trata de reservatório biológico, pois consiste em um sistema biológico e dinâmico, onde pode-se observar uma inter-relação dos organismos que ali estão e que são responsáveis pela manutenção do equilíbrio ecológico, por exemplo, na ciclagem de nutrientes, além disso, é capaz de armazenar água, e suportar todos os tipos de atividades (CARDOSO; ANDREOTE, 2016).

Segundo Santos et al. (2018), o solo é classificado como uma coleção de corpos naturais, constituído por partes sólidas, líquidas e gasosas, formados por materiais minerais e orgânicos, que envolve todo o planeta terra, composto por matéria viva, no qual abriga toda a natureza, onde por interferências antrópicas vem sofrendo modificações.

A qualidade do solo tem forte influência no crescimento da vegetação, principalmente nas lavouras, o que torna a qualidade do solo um atributo crucial para a segurança alimentar, saúde humana e o desenvolvimento sustentável do meio ambiente (WU et al., 2019).

Hoje a percepção de conservação do solo vem se destacando, e segundo Bartz, Pasini e Brown (2013), uma das práticas agrícolas mais utilizadas hoje é o sistema de plantio direto na agricultura, o qual garante o movimento mínimo do solo, suficiente apenas para a colocação das sementes e fertilizantes evitando o revolvimento do solo, desta forma permite que se mantenha uma boa cobertura orgânica, resultante das culturas anteriores.

A matéria orgânica do solo é proveniente de várias fontes, podendo ser composta de raízes e folhas das plantas verdes, ramos e folhas de árvores caídas, resíduos de plantas invasoras, gramíneas e resíduos pós-colheita como as palhadas, podendo ser acrescentada ao solo pelas atividades agrícolas, como por exemplo, através da adubação verde, esterco, composto e turfas (SCHROEDER, 1984). Além disso, a matéria orgânica é considerada uma das principais fontes de nutrientes e energia, proporcionando melhora nas condições físicas, químicas e biológicas do solo.

Segundo Berhe e Kleber (2013), a matéria orgânica também promove resistência ao solo contra a erosão, evitando assim a perda de nutrientes. Ainda, a matéria orgânica é capaz de alterar a disponibilidade de nutrientes no solo, que auxiliam na multiplicação das células microbianas ou de plantas, além de regular a ciclagem de carbono e a sua estabilização (CARDOSO; ANDREOTE, 2016).

A matéria orgânica tem capacidade de solubilizar ou imobilizar metais no solo, isso vai depender das características do metal, como por exemplo, as condições de pH, massa molar, estrutura e características de solubilidade, além disso, a eficiência da matéria orgânica dependerá de sua forma coloidal, no caso da matéria orgânica do solo, estes grupos são unidades funcionais carboxílicas e fenólicas que formam estruturas carregadas negativamente permitindo complexar os metais presentes na solução do solo reduzindo a taxa de toxicidade dos poluentes (MARTINS et al., 2011).

2.4 INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO

2.4.1 Bioindicadores de qualidade do solo

Segundo Stenberg (1999), não é possível quantificar os aspectos de qualidade do solo com apenas um indicador de forma individual, pois todos os atributos do solo apresentam

relações entre si, ou seja, as funções do solo estão relacionadas à promoção do crescimento das raízes, recepção e armazenamento de água, armazenamento de nutrientes, promoção de trocas gasosas e promoção da atividade biológica, mostrando que o solo possui relações entre seus atributos biológicos, químicos e físicos.

A análise completa da qualidade do solo envolve mais de um parâmetro utilizado, porém, com vários anos de estudos e pesquisas foi possível perceber que os parâmetros microbiológicos são capazes de detectar alterações na qualidade do solo de forma mais rápida do que os parâmetros físicos e químicos do solo, pois os microrganismos são excelentes bioindicadores, auxiliando as escolhas corretas sobre o uso e manejo do solo de forma mais adequada (HUNGRIA et al., 2013). Além dos microrganismos do solo influenciarem muitos processos do ecossistema relacionado com a manutenção da fertilidade do solo e a regulação dos ciclos biogeoquímicos (THAKUR et al., 2015).

Processos essenciais para a vida no planeta são dependentes da atividade microbiana, apesar de um universo ainda pouco conhecido, tem-se em apenas um grama de solo cerca de 1 bilhão de bactérias, 1 milhão de actinomicetos e 100 mil fungos, valores permitem que se tenha ter uma noção de quão grande é a diversidade microbiana existente no solo, e, por consequência, a diversidade dos processos em que os microrganismos operam (MENDES; SOUZA; REIS JUNIOR, 2015).

A análise da biomassa microbiana quando utilizada de forma isolada, pode ser que limite a análise do solo quanto à atividade microbiana, sendo assim, recomenda-se também a prática de outros tipos de análises de indicadores para complementar a análise microbiológica, como o quociente metabólico e o quociente microbiano, que utilizados em conjunto com as demais variáveis, torna possível obter informações mais adequadas para o entendimento da atividade microbiana do solo (ALVES et al., 2011).

A inclusão dos indicadores microbiológicos nas avaliações de qualidade do solo, tem se mostrado extremamente importante e com necessidade de inclusão neste tipo de trabalho, pois é comprovado que os microrganismos são os responsáveis diretos pelo funcionamento do solo, atuando no processo de decomposição de resíduos orgânicos, formação da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e também biorremediação de áreas contaminadas (MENDES; SOUZA; REIS JUNIOR, 2015).

Também, as comunidades microbianas desempenham papel importante na determinação da diversidade das plantas e outros componentes do ecossistema, uma vez que estes componentes estejam inter-relacionados, é possível manipular as comunidades

microbianas, a fim de manter a biodiversidade, produtividade e sustentabilidade dos agroecossistemas (SENEVIRATNE; KULASOORIYA, 2012).

Conhecer a diversidade microbiana é uma das melhores formas de compreensão das funções exercidas pelas comunidades microbianas existentes no solo e suas interações com outros componentes de biodiversidade, pois estes pequenos seres são extremamente dinâmicos, devido a sua rápida forma de responder as novas situações (SILVEIRA, 2011).

2.4.1.1 Carbono da biomassa microbiana do solo

A parte viva e mais ativa da matéria orgânica do solo, com volume inferior a $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$ é conhecida como biomassa microbiana do solo, a qual é constituída de microrganismos como bactérias, fungos, protozoários e actinomicetos, atuantes em processos que vão desde a formação do solo até a decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes, biorremediação de áreas contaminadas, entre tantos outros, e representam em torno de 2 a 5% de carbono orgânico do solo (JENKINSON; LADD, 1981).

A biomassa microbiana do solo é uma estimativa da massa microbiana viva total (DEPOLLI; GUERRA, 1997), sua diversidade e abundância desempenham papéis importantes na sustentabilidade do ecossistema, mantendo funções essenciais de saúde do solo através da renovação de carbono e nutrientes (SINGH; GUPTA, 2018).

Avaliar a biomassa microbiana pode ajudar a compreender o comportamento dos microrganismos do solo, por exemplo, indicando a taxa de decomposição de matéria orgânica e liberação de nutrientes (PADILHA et al., 2014), pois os resíduos orgânicos adicionados ao solo são decompostos pela mesma, a qual fornece nutrientes para as culturas a partir da morte dos microrganismos ou através da mineralização dos resíduos (SILVA et al., 2010).

Existem várias formas para se determinar a biomassa microbiana do solo, mas as mais utilizadas hoje são o método de fumigação-incubação proposto por Jenkinson e Powlson, (1976) e fumigação-extração proposta por Vance, Brookes e Jenkinson (1987), ambos os métodos são baseados na esterilização através do clorofórmio, que é eficaz para eliminação da população microbiana de forma rápida, rompendo a membrana celular e liberando os constituintes externos sem alterar a composição da matéria orgânica, além disso, o clorofórmio é facilmente eliminado do solo.

A diferença entre os métodos é que no método da fumigação-incubação o carbono é determinado com base no fluxo de CO_2 , que é liberado pelo solo no período de incubação, sendo o resultado, o valor derivado do crescimento de microrganismos, já no método de

fumigação-extração, o carbono é determinado pela sua extração utilizando K_2SO_4 , oxidação e digestão química, no qual é quantificado (SILVEIRA, 2011).

O teor de carbono da biomassa microbiana indica o quanto de carbono que está imobilizado nas células dos microrganismos, quando estes valores se encontram elevados, indica que o solo apresenta boa capacidade de decomposição da matéria orgânica, assim como alta atividade microbiana, no entanto, o ideal é que se analise em conjunto com o teor de carbono orgânico total e a respiração basal do solo (DADALTO, 2014).

2.4.1.2 Respiração basal do solo

A respiração basal do solo é um atributo bastante utilizado para medir a atividade microbiana, na qual a quantificação do CO_2 liberado pela respiração dos microrganismos também é conhecido como carbono mineralizável (ALVAREZ et al., 1995). A respiração basal é um indicador sensível de decomposição de resíduos, de distúrbios no ecossistema e de mineralização do carbono orgânico do solo, e pode mostrar algumas variações, pois é dependente da umidade, temperatura e disponibilidade de substratos (ANDERSON; DOMSCH, 1985).

A respiração microbiana corresponde à oxidação da matéria orgânica por organismos existentes no solo, que utilizam o O_2 comoceptor final de elétrons até CO_2 , dessa forma, a microbiota é a principal responsável pela decomposição dos resíduos orgânicos, pelo fluxo de energia no solo e pela ciclagem de nutrientes, exercendo função na liberação de CO_2 para a atmosfera (DIONÍSIO; PIMENTEL; SIGNOR, 2016; WAGNER; WOLF, 1999).

Para estimar a respiração microbiana do solo, pode-se utilizar o método de consumo de O_2 através da cromatografia gasosa ou através da liberação de CO_2 efetivado através da titulação, onde o gás carbônico liberado é capturado por NaOH ou KOH, no qual este último método apresenta vantagem tanto para organismos aeróbios como anaeróbios, devido ao solo ser um ambiente onde podem haver sítios anaeróbios (DIONÍSIO; PIMENTEL; SIGNOR, 2016). Desta forma, a respiração basal é considerada uma estimativa indireta da velocidade de decomposição de um substrato ou matéria orgânica do solo (NICODEMO, 2009).

A alta taxa respiratória geralmente é considerada como uma característica desejável, podendo indicar aumento na atividade da biomassa microbiana e rápida mudança da matéria orgânica em nutrientes que serão assimilados pelas plantas, indicando alta produtividade do ecossistema, no entanto, também pode indicar um distúrbio ecológico, pois atividade respiratória elevada pode acarretar na decomposição da matéria orgânica mais estável,

podendo comprometer os processos químicos e físicos (agregação, capacidade de retenção de água e capacidade de troca catiônica) provocando a perda de nutrientes (ISLAM; WEIL, 2000), devido a isto a respiração basal deve ser avaliada de forma criteriosa, juntamente com a biomassa microbiana.

2.4.1.3 Respiração induzida por substrato

A respiração induzida por substrato também é uma forma de determinar a biomassa microbiana do solo, neste método se faz o uso de substrato em concentração de saturação, em que o mesmo é utilizado pelos microrganismos, e a resposta se dá pelo aumento da evolução de CO₂ nas primeiras horas de incubação, antes de apresentar uma resposta de crescimento (SILVEIRA, 2011).

A respiração induzida por substrato ainda é um método indireto de determinação da biomassa microbiana, onde os substratos utilizados são facilmente degradáveis e as respostas respiratórias das populações microbianas são medidas, desta forma, a resposta vai ser proporcional à quantidade de carbono microbiano que está presente no solo (ANDERSON; DOMSCH, 1978). Embora este método ainda não seja estabelecido como padrão, os seus resultados podem fornecer dados relativos ou indicativos sobre a contribuição de cada grupo de microrganismos na respiração total e, sobre os efeitos induzidos por pesticidas sobre a microbiota ativa (SCHINNER et al., 1996; WARDLE et al., 1993).

Esta medida é útil para avaliar a respiração em solos que se encontram perturbados ou estressados, pois solos nestas condições tendem a responder a fonte de adição de carbono de uma forma mais lenta do que em solos não perturbados que estão em condições de equilíbrio (WARDLE, 1994).

A maioria dos microrganismos presentes no solo estão dormentes, então a taxa de respiração é baixa, no entanto, essa taxa pode ser estimulada através da adição de um substrato facilmente decomposto (JENKINSON; LADD, 1981). A fonte de carbono comumente utilizada é a glicose e a sacarose (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), pois estão prontamente disponíveis como fonte de carbono (LIN; BROOKES, 1999).

2.4.1.4 Quociente metabólico (qCO_2)

O quociente metabólico é a razão entre a respiração basal e a biomassa microbiana do solo por unidade de tempo, sendo que o qCO_2 representa a taxa de respiração dos

microrganismos por unidade de biomassa microbiana, quando se apresenta com valores elevados, indica que os microrganismos estão utilizando o carbono de suas células para sua manutenção (DADALTO, 2014).

A análise isolada da respiração basal do solo e da biomassa microbiana pode limitar a análise do solo quanto à atividade microbiana, desta forma, o quociente metabólico junto com estas variáveis é capaz de fornecer informações mais adequadas para se entender a atividade microbiológica do solo, pois o quociente metabólico expressa o quanto de CO₂ é desprendido pela biomassa microbiana em função do tempo, simulando a taxa de respiração específica da biomassa microbiana (ALVES et al., 2011).

O qCO₂ prediz que a biomassa microbiana será mais eficiente quando menos carbono for perdido na forma de CO₂ pela respiração, permitindo que haja maior incorporação de carbono aos tecidos microbianos (DIONÍZIO et al., 2016).

O quociente metabólico está relacionado a valores altos e baixos, supostamente, quando os valores apresentam-se baixos, refletem um ambiente estável ou próximo ao seu estado de equilíbrio, caso contrário, quando os valores apresentam-se elevados significa um indicativo de ecossistemas jovens, que foram submetidos a alguma condição de estresse, neste caso, ocorre maior gasto energético para poder manter a comunidade microbiana, desta forma, os microrganismos tendem a consumir mais substrato para sua sobrevivência (ADROVER; MOYÁ; VADELL, 2017; KABIRI; RAIESI; GHAZAVI, 2017), ou seja, valores elevados de qCO₂ não são desejáveis, pois indicam maior consumo de carbono prontamente mineralizável, provocando elevadas perdas de CO₂ (TÓTOLA; CHAER, 2002).

2.4.1.5 Quociente microbiano (*qMic*)

O quociente microbiano é a relação do carbono da biomassa microbiana em relação ao carbono orgânico total do solo, no qual a relação entre ambos indica se os microrganismos estão degradando ou estocando carbono no solo (DADALTO, 2014).

Baixos valores da relação biomassa microbiana do solo e carbono orgânico total, pode ser provocado por situações em que a microbiota se encontra sob algum fator de estresse, ou devido à baixa qualidade nutricional da matéria orgânica, fazendo com que a biomassa microbiana seja incapaz de utilizar todo o C orgânico (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008).

Em caso que haja desequilíbrio ambiental ou a biomassa esteja em condições de estresse como, por exemplo, a deficiência de nutrientes, déficit hídrico, acidez, metais

pesados, etc., tornam a capacidade de utilização de carbono reduzida e, por consequência, diminuição do quociente microbiano (MERCANTE et al., 2008).

O quociente microbiano indica o percentual de reserva do carbono do solo e, percebe-se que em áreas com baixa atividade microbiana apresentam reduzidos valores de quociente microbiano, o que indica uma menor reserva de compostos orgânicos nesta área, e elevados índices de quociente microbiano indicam que a matéria orgânica é ativa e está sujeita a ser decomposta pela microbiota (CARNEIRO et al., 2009; DADALTO et al., 2015).

De acordo com Jakelaitis et al. (2008), os valores de q_{Mic} inferiores a 1% podem indicar a existência de algum fator limitante à atividade microbiana, e quando ocorre o contrário, em locais sob condições favoráveis, a tendência é que haja um aumento da biomassa microbiana e, por consequência, o aumento do quociente microbiano (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010).

2.4.1.6 Atividade enzimática do solo – urease EC 3.5.1.5

As enzimas são denominadas como moléculas de natureza predominantemente proteica, catalisadoras de reações químicas, acelerando a velocidade de reações (BALOTA et al., 2013). Os organismos decompositores de matéria orgânica são preponderantemente as principais fontes de atividade enzimática no solo (GHOSH et al., 2019).

A atividade enzimática do solo é outro indicador de funcionamento do solo, contribuindo com os ciclos biogeoquímicos, com a transformação da matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes, também é amplamente aceita como sensível indicador da saúde do solo, utilizada como sensor de mudanças no manejo do solo, padrões de atividade microbiana, estresse ecológico e fertilidade do solo, além das enzimas serem sintetizadas por microrganismos, raízes, meso e macro fauna do solo, a atividade enzimática encapsula informações complexas de uma maneira simples e informativa (COSTANTINI et al., 2018).

As enzimas são consideradas indicadores de qualidade do solo, devido a sua rápida reação às mudanças causadas pelo uso e manejo do solo (AKHTAR et al., 2017; INNANGI et al., 2017). As atividades enzimáticas são fortemente influenciadas pelas propriedades físico-químicas do solo, como a temperatura, o pH, a textura, a disponibilidade e a composição do carbono (DOTANIYA et al., 2019). Além disso, de acordo com Tabatabai (1994), pelo fato das enzimas serem produzidas pelos microrganismos que crescem no solo, elas são favorecidas pelas condições de rotação de cultura, presença de vegetação e inserção de adubação orgânica.

De acordo com Matsuoka (2006), a escolha das enzimas para análise da qualidade do solo, é baseada no processo de decomposição de matéria orgânica, na sensibilidade ao manejo do solo e na sua simplicidade na análise, sendo as enzimas mais utilizadas, às relacionadas aos elementos como nitrogênio, fósforo, enxofre e carbono.

Em relação ao nitrogênio, que é um nutriente essencial requerido por todos os organismos vivos, em sua grande maioria apresenta-se nos solos na forma orgânica, o que torna o nutriente mais limitante para o crescimento das plantas, pois as mesmas utilizam o nitrogênio nas formas inorgânicas através da mineralização, que é um processo enzimático, conduzido por microrganismos que utilizam os resíduos vegetais como fonte de carbono e o nitrogênio como fonte de energia (VIEIRA, 2017). A ureia é uma das fontes de nitrogênio orgânico do solo, formada da união de gás carbônico e amônia, a qual a planta não é capaz de absorver, sendo que esta separação do CO_2 e NH_3 ocorre através da enzima urease (UPADHYAY, 2012).

De acordo com Krajewska (2009), a urease é uma enzima encontrada na natureza, produzida por organismos como as bactérias, fungos, plantas, invertebrados e algas, no entanto, não é produzida por animais, sendo responsável por catalisar a reação da hidrólise da molécula de ureia, resultando em ácido carbônico e amônia. Essa função é frequentemente vista como uma resposta na natureza à presença da ureia, sendo considerada vital para a regulação do fornecimento de nitrogênio para às plantas, devido à ureia ser uma das principais formas de fertilizante nitrogenado (BALOTA et al., 2013).

Se a atividade da urease se apresentar elevada, uma rápida formação de amônia deve estar ocorrendo, que pode ser perdida por volatilização para a atmosfera, pois no solo a amônia é transformada em íon amônio, que poderá ser absorvido pelas plantas, ou até mesmo nitrificado, correndo o risco de ser perdido por lixiviação, por outro lado, se a atividade da urease for baixa, a produção de N-amoniaco pode ser menor que as exigências nutricionais da planta (MELO et al., 2010).

2.4.2 Indicadores químicos de qualidade do solo

Através da análise química, dependendo do método utilizado é possível determinar os teores dos elementos totais do solo, os quais são fortemente ligados ao solo e as raízes não são capazes de absorver, além dos totais, também pode-se determinar os elementos disponíveis, que são aqueles na forma disponível para as plantas, representados por elementos em solução, adsorvido ou fracamente ligados às partículas do solo (FUKUDA; OTSUBO, 2003).

Os indicadores químicos de qualidade do solo são relevantes nos estudos agrônômicos e ambientais, pois existem várias classes de indicadores como por exemplo: o pH e o carbono orgânico, a capacidade do solo de resistir à troca de cátions (CTC), capacidade de troca de ânions (CTA), indicadores de necessidades nutricionais das plantas no qual destacam-se os macronutrientes e os micronutrientes, além dos indicadores de contaminação e poluição que indicam a presença de agrotóxicos, metais pesados, fosfato e nitrato (GOMES; FILIZOLA, 2006).

Vários elementos são encontrados no solo, os quais são classificados como macro e micronutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas, cada um promovendo uma função específica no metabolismo das plantas, no entanto, o desequilíbrio destes nutrientes, seja por deficiência ou excesso, promove limitações ao crescimento das plantas (DECHEN; NACHTIGALL, 2007).

Os teores de carbono orgânico do solo também são considerados indicadores de saúde do solo pois dependem da entrada de serapilheira e rizodeposição, e quando ocorrem mudanças na vegetação original do local ou uso impróprio do solo pode prejudicar o ciclo do carbono, e diminuir o conteúdo de matéria orgânica desse solo e aumentar as emissões de dióxido de carbono (CO₂) (BINI et al., 2013).

O carbono orgânico é utilizado como indicador de qualidade do solo pelo fato de ser um indicador sensível às variações climáticas, à pressão biológica e também às atividades de manejo (JERKE, 2011). O material orgânico é formado por materiais de origem vegetal em diferentes estágios de decomposição, exceto raízes vivas, mas inclui fragmentos de carvão e biomassa presente no solo como resultado de processos naturais (SANTOS et al., 2018).

2.5 METAIS PESADOS NO SOLO

Atualmente o estudo de metais pesados vêm recebendo grande atenção devido aos riscos que representam ao ambiente, mesmo que em quantidades mínimas, e sua origem no solo pode ser natural através do intemperismo das rochas, atividade vulcânica, tempestades, ventos ou por ação antrópica, este último, tem aumentado muito nos últimos anos, como por exemplo, por aplicação de pesticidas, atividades industriais, mineração, resíduo humano, dentre outros, que são os principais agentes de contaminação da água e do solo (ASLAM; KHAN; KHAN, 2013; BASSO et al., 2012; TAVARES, 2013).

Os metais pesados do solo são aqueles elementos químicos com densidade igual ou maior que 6 g.cm⁻³, ou número atômico maior que 20, considerado elemento tóxico para as

plantas e animais (TAVARES, 2013; BASSO et al., 2012). Apesar de estarem associados à toxicidade quando relacionados à xenobióticos, eles têm importante função para as plantas, que utilizam de pequenas quantidades de níquel, cobre, ferro, manganês e zinco em seu desenvolvimento, no entanto, os metais pesados não são degradados e nem modificados, com isso o contaminante se acumula no solo de forma progressiva e persistente, permanecendo por muitos anos (BIONDI, 2010).

A determinação dos teores totais de um contaminante é um critério insuficiente para avaliar um risco verdadeiro, pois o risco não se dá apenas pela concentração total, mas sim pela biodisponibilidade, sendo assim, para que os metais tenham efeito tóxico para um ser vivo, ele deve estar quimicamente disponível (FERNÁNDEZ, 2017).

Um solo quando for contaminado apresentará alterações nas características químicas, físicas ou biológicas, podendo apresentar grave ameaça à saúde pública e ao ambiente, sua contaminação dificilmente é notada pelo fato de ser incolor e inodora, sendo assim, quando as condições ambientais são alteradas, podem ocorrer graves danos ecológicos, por isso representam um dos grupos de poluentes mais preocupantes, devido a sua mobilidade e níveis de concentração em que começam a manifestar os efeitos tóxicos (LI et al., 2014).

Conforme Chen et al. (2015), dos efeitos causados pelos metais nos solos pode-se destacar a inibição de atividade enzimática, a redução qualitativa e quantitativa do crescimento dos microrganismos edáficos ou alteração na diversidade, a redução do rendimento das colheitas e a incorporação de metais na cadeia alimentar.

O solo é considerado um meio receptor de uma infinidade de substâncias tóxicas e potencialmente poluentes, sendo considerado uma estação de trânsito de poluentes devido a sua condição de interface entre a atmosfera, a hidrosfera (água doce e água salgada), a litosfera (sedimentos, crosta e solos) e entre a biosfera (FERNÁNDEZ, 2017).

Cada vez está mais aparente que consideráveis áreas de solo em várias partes do mundo foram contaminadas com metais pesados, e na maioria dos casos representam potenciais problemas de toxicidade, no entanto, por outro lado, deficiência de metais como o zinco, cobre e manganês em solos agrícolas acabam afetando a produtividade, desta forma, as plantas são consideradas os fatores que determinam se há ausência de elementos ou há toxicidade (ALLOWAY, 2013).

De acordo com Dinardi et al. (2003), a toxicidade dos metais vai depender da dose, do tempo de exposição, da forma físico química e da via de administração ou absorção, seu caráter tóxico vai depender da interação com a planta, geralmente dividido entre estágio de entrada e absorção, estágio onde ocorre a distribuição, acúmulo, biotransformação e efeito, e

estágio de saída do organismo, e em cada estágio os elementos vão encontrar-se em diferentes formas químicas e físicas.

2.6 COBRE NO SOLO

O cobre é considerado um micronutriente essencial para o desenvolvimento das plantas, mas em concentrações elevadas pode ser tóxico para as mesmas (OLIVEIRA, SOUZA, (2020), e o seu teor natural nos solos é bem variável, vai depender da composição da rocha matriz e está associado à fase sólida do solo, também é inserido no solo através de ações antrópicas, sendo as principais fontes de contaminação a mineração, a aplicação de defensivos, de corretivos, fertilizantes e indústrias (MARTINS, 2005). Segundo Mantovani (2009) uma das principais formas de contaminação nos solos ao longo dos anos é a aplicação de fungicidas a base de cobre para o combate de doenças, utilizado principalmente na cultura das videiras.

A concentração média de cobre em solos não poluídos é de 20-30 mg.Kg⁻¹ e a concentração excessiva de cobre na camada superficial do solo, em especial na solução do solo pode afetar a fisiologia das plantas, pois concentrações elevadas de cobre constitui uma ameaça à qualidade dos solos, desta forma, processos de remediação de solo tem ganhado grande destaque devido a sua importância relacionada às questões ambientais (MACKIE; MÜLLER; KANDELER, 2012). Além do cobre ser tóxico para uma variedade de organismos, afetando o crescimento, a morfologia e o metabolismo de microrganismos do solo (AREND, 2010).

Os metais no solo podem ser imobilizados por técnicas de remediação *in situ* e de baixo custo, técnicas estas baseadas em aplicações de produtos como cal, fosfatos, matéria orgânica, entre outros, em que os materiais utilizados devem ser biodegradáveis e abundantes, provenientes de fontes renováveis e de baixo custo, na maioria dos casos promovendo a reciclagem dos subprodutos utilizados, um exemplo são os resíduos do processamento de azeite de oliva, comumente utilizados para tratar solos contaminados (SHAHEEN; TSADILAS; RINKLEBE, 2015).

A matéria orgânica é capaz de manter o cobre indisponível, desta forma, permite que o mesmo não cause toxidez para as plantas, isso ocorre pelo fato da matéria orgânica possuir elevada superfície específica, carga líquida negativa dependente do pH do meio, facilidade de embebição de água e da solução do solo contendo metais e a capacidade de formar quelatos orgânicos, portanto, em solos onde os teores de cobre são altos, o mesmo pode ser

complexado em formas orgânicas insolúveis, e apresentar menor mobilidade (SIMÃO; SIQUEIRA, 2001).

2.7 EFEITOS DO EXCESSO DE METAIS SOBRE AS PLANTAS

Metais como o cobre são micronutrientes essenciais para as plantas, fazendo parte de vários compostos orgânicos, como as proteínas e enzimas vitais ao metabolismo vegetal, agindo no controle da síntese de DNA e RNA e participando de processos fisiológicos (BROADLEY et al., 2012).

No entanto, o excesso de metais pode causar estresse, que é definido como um estado de tensão de um organismo, capaz de provocar alterações no seu comportamento devido a uma sobrecarga sobre eles, ou também pode ser definido como condições externas que possam afetar negativamente o crescimento, desenvolvimento e até a produtividade da planta (SHINOZAKI et al., 2015).

A toxidez do cobre sobre a planta torna-se visível, pois impede o desenvolvimento adequado das raízes devido à baixa absorção de nutrientes minerais e de água, comprometendo o crescimento das plantas (MENGEL; KIRKBY, 1987), além disso, provoca interferência na estrutura da cromatina, na síntese de proteínas, no processo fotossintético, e na respiração (YRUELA, 2005), desta forma afetando o desenvolvimento das plantas. Também o excesso de cobre pode provocar clorose nas plantas, causado pela perda de clorofila (PRADO, 2013). Estes são exemplos de alguns efeitos negativos do excesso de cobre sobre as plantas.

O nível de estresse causado pela toxidez por metais vai depender da intensidade de exposição, da duração e da sensibilidade da planta ao agente estressante, pois antes da resposta ao estresse, a planta entrará em fase de alarme, que causará uma reação de redução reversível do crescimento, o que significa que a planta poderá se tornar resistente e continuar crescendo e se desenvolvendo, ou em caso de grande estresse, a planta entrará em fase de esgotamento, resultando em queda de resistência levando-a até mesmo a morte (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992; SHINOZAKI et al., 2015).

CAPÍTULO 1 - EFEITO DA QUALIDADE QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO SOLO COM ADIÇÃO DE BAGAÇO DE LARANJA

RESUMO

Às condições climáticas favoráveis do Brasil, tornou a citricultura uma atividade de grande importância para a economia brasileira. Porém, esta atividade resulta na produção de grandes quantidades de resíduo, conhecido como bagaço, que pode ser reaproveitado como adubo orgânico por exemplo. O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência da aplicação de bagaço de laranja no solo, através de indicadores químicos e microbiológicos da qualidade do solo, após diferentes tempos de incorporação. Os tratamentos consistiram de diferentes proporções de resíduo e solo: 0% de resíduo + 100% de solo (controle); 20% de resíduo + 80% de solo; 40% de resíduo + 60% de solo e 60% de resíduo + 40% de solo, com 4 períodos diferentes de avaliação, aos 0, 60, 120 e 180 dias após a implantação do experimento. As análises microbiológicas realizadas foram: quantificação da respiração basal do solo, biomassa microbiana do solo, quociente metabólico, quociente microbiano, respiração induzida por substrato e urease enquanto a análise química do solo estimou os teores disponíveis dos elementos fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre e zinco, além do carbono orgânico total. A adição do resíduo de indústria de suco de laranja promoveu o desenvolvimento da microbiota do solo, mostrando incremento em sua atividade, aumento da biomassa microbiana tanto no método de fumigação- extração quanto pela respiração induzida por substrato, além de elevar os teores dos macronutrientes do solo, assim como do carbono orgânico total, e promover redução nos teores de cobre devido ao aumento da matéria orgânica. O resíduo da indústria do processamento da laranja promove melhorias na qualidade do solo, sendo confirmada pelos indicadores microbiológicos e químicos do solo.

Palavras-chaves: Bagaço de laranja. Indicadores microbiológicos. Indicadores químicos.

CHAPTER 1 – EFFECT OF THE CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL QUALITY OF THE SOIL WITH ADDITION OF ORANGE BAGASSE

ABSTRACT

Due to favorable weather conditions in Brazil, citrus growing has become an activity of great importance to the Brazilian economy, however, this activity results in the production of large amounts of waste, known as bagasse, which can be reused as organic fertilizer, for example. The objective of this work was to evaluate the influence of the application of orange bagasse in the soil, through chemical and microbiological indicators of soil quality, after different times of incorporation. The treatments consisted of different proportions of residue and soil: 0% residue + 100% soil (control); 20% residue + 80% soil; 40% residue + 60% soil and 60% residue + 40% soil, with 4 different evaluation periods, at 0, 60, 120 and 180 days after the implementation of the experiment. The microbiological analyzes performed were: quantification of basal soil respiration, soil microbial biomass, metabolic quotient, microbial quotient, substrate-induced respiration and urease, while the chemical analysis of the soil estimated the available contents of the elements phosphorus, potassium, calcium, magnesium, copper and zinc, besides the total organic carbon. The addition of residue from the orange juice industry promoted the development of soil microbiota, showing an increase in its activity, an increase in microbial biomass both in the fumigation-extraction method and by substrate-induced respiration, besides to increasing the levels of macronutrients on soil, as well as the total organic carbon, and promoting a reduction in copper contents due to the increase in organic matter. The residue from the orange processing industry promotes improvements in soil quality, which is confirmed by soil microbiological and chemical indicators.

Keywords: Orange bagasse. Microbiological indicators. Chemical indicators.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui condições favoráveis para o desenvolvimento da citricultura, atividade esta de grande importância para a economia brasileira, sendo que, o país é considerado o maior exportador de laranja do mundo (FEITOZA; GASPAROTTO, 2020), o que também favorece o desenvolvimento das indústrias de processamento da fruta.

Como nas indústrias de suco de laranja ocorre grande produção de resíduos compostos de bagaço, folhas, frutos descartados e casca, que hoje são utilizados na alimentação animal, uma alternativa para melhor aproveitamento destes resíduos pode ser a sua utilização como adubo orgânico, que em sua essência são constituídos por resíduos de origem animal e vegetal e após a decomposição resultam em matéria orgânica, com principal função de fornecer nutrientes ao solo de forma rápida (FINATTO et al., 2013; SANTOS, 2020).

Um nível adequado de matéria orgânica no solo pode assegurar a ciclagem biológica dos nutrientes de forma eficiente, os quais são extremamente importantes para o manejo do solo, proporcionando melhorias na produtividade agrícola, além disso, a aplicação de fertilizantes orgânicos visa maximizar a eficiência dos nutrientes aplicados, aumentando a produtividade das culturas (VANLAUWE et al., 2010).

A qualidade do solo geralmente é beneficiada com o incremento de materiais orgânicos, pois os mesmos propiciam teores elevados de carbono orgânico no solo, que por consequência, eleva a capacidade do solo em reter água e nutrientes, fornece habitat para a biota do solo e melhora a estrutura do mesmo, além da matéria orgânica ser um indicador de produtividade (AGEGNEHU; SRIVASTAVA; BIRD, 2017; LAL, 2009).

A qualidade do solo é considerada um importante indicador de sustentabilidade, sendo monitorada a partir de indicadores físicos, químicos e biológicos (BENDING et al., 2004), seja ao longo do tempo ou em comparação com valores de pesquisas desenvolvidas. Enquanto os indicadores químicos estão correlacionados com a capacidade do solo em fornecer nutrientes para as plantas, ou retenção de elementos prejudiciais ao ambiente, os indicadores microbiológicos de qualidade estimam a comunidade microbiana atuante no processo de decomposição da matéria orgânica e liberação de nutrientes. Os microrganismos edáficos são extremamente dinâmicos e facilmente afetados pelo uso e manejo do solo, respondendo de forma mais rápida que os indicadores químicos e físicos, por isso microrganismos são bons indicadores de saúde do solo (CARDOSO et al., 2013).

Os indicadores biológicos utilizados para avaliar a qualidade do solo são bastante sensíveis e sua utilização pode indicar melhorias ou danos no ambiente edáfico, dentre os

principais indicadores microbiológicos geralmente utilizados para avaliar a qualidade do solo, tem se destacado a determinação da respiração microbiana, o carbono da biomassa microbiana e a atividade enzimática do solo (SILVA, D. et al., 2015).

Estudos que avaliem os indicadores tanto físicos, químicos e biológicos de qualidade do solo, fornecem um conjunto de informações valiosas, representando um potencial para o monitoramento e avaliação da qualidade do solo em diferentes cultivos e manejos. Ressalta-se ainda que este tipo de estudo é de fundamental importância para a melhor compreensão da sustentabilidade dos sistemas que utilizam o cultivo orgânico (SILVA, G. et al., 2015), além da interação entre estes atributos ser definida como a capacidade do solo funcionar dentro de seus limites (SCHOENHOLTZ; MIEGROET; BURGER, 2000).

O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da aplicação de bagaço de laranja, oriundo de indústria de suco de laranja, no solo através de indicadores químicos da qualidade do solo, tais como teor de carbono orgânico e macro e micronutrientes, e microbiológicos (respiração basal, biomassa microbiana, quociente metabólico, quociente microbiano, respiração induzida por substrato e atividade enzimática) após diferentes tempos de incorporação.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS

O solo utilizado foi caracterizado como Latossolo Vermelho (Dos SANTOS, et al., 2018), coletado em área de borda de mata secundária (profundidade de 0-20 cm) pertencente à Universidade Federal de Santa Maria *campus* de Frederico Westphalen, estado do Rio Grande do Sul. Após a coleta o solo foi seco e peneirado em malha de 4 mm. O bagaço de laranja foi coletado imediatamente após a extração do suco e do óleo na Indústria de Sucos do Alto Uruguai – ISAU, localizada no município de Liberato Salzano, estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

A ISAU trabalha com laranjas cultivadas por agricultores familiares, onde a altitude e posição geográfica dos pomares favoreceram o cultivo da fruta, devido a isto, a empresa iniciou sua operação industrial no ano de 2011 (ISAU, 2021).

Antes da mistura de diferentes proporções de resíduo (bagaço) de laranja e solo, o resíduo foi seco em condições ambientes (ao ar livre) e posteriormente fragmentado com auxílio de moinho forrageiro, em peneira de 1 cm. O solo seco e peneirado foi misturado com bagaço de laranja e disposto em vasos plásticos de polietileno (5 L) com sacos plásticos em seu interior sendo mantidos em sistema fechado para que não houvesse perdas de nutrientes por lixiviação. Os vasos permaneceram em estufa climatizada a 25 °C por um período de 180 dias, sendo a mistura de solo e resíduo de laranja homogeneizada e sua umidade controlada periodicamente.

A homogeneização do material e o controle da umidade se fez necessário por se tratar de um experimento realizado em curto espaço de tempo, pois quando comparado com condições de campo isso não seria possível devido ao grande volume de resíduo e a área utilizada.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com quatro repetições cada tratamento. Os tratamentos consistiram de diferentes proporções de resíduo (bagaço) e solo (v/v), sendo: 0% de resíduo + 100% de solo; 20% de resíduo + 80% de solo; 40% de resíduo + 60% de solo e 60% de resíduo + 40% de solo, com 4 períodos diferentes de avaliação: 0, 60, 120 e 180 dias após a implantação do experimento - DAIE.

2.2 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS E QUÍMICAS

Os indicadores avaliados desde o tempo 0 até 180 DAIE foram a respiração basal, a respiração induzida pelo substrato, a biomassa microbiana, a atividade da enzima urease, o quociente metabólico, o quociente microbiano, o carbono orgânico total e a análise química dos elementos disponíveis.

A respiração basal foi determinada de acordo com metodologia descrita por Silva, Azevedo e De Polli (2007), com algumas modificações devido à alta atividade microbiana (aumento na concentração do hidróxido de sódio). O carbono oriundo da respiração basal foi determinado através da fórmula 1:

$$RBS = \frac{(Vb - Va) \times M \times 6 \times 1000}{\frac{Ps}{T}} \quad (1)$$

onde:

RBS: respiração basal (mg de C-CO₂ Kg solo);

Vb: volume de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle;

Va: volume de ácido clorídrico gasto na titulação da amostra;

M: molaridade exata do ácido clorídrico;

Ps: massa de solo seco;

T: tempo de incubação em horas.

A biomassa microbiana foi determinada pelo método de extração, descrito por Silva, Azevedo e De Polli (2007). O teor de C nos extratos fumigados e não fumigados foi determinado através da fórmula 2:

$$C(\text{mg C Kg}^{-1} \text{ de solo}) = \frac{((Vb - Va) \times M \times 0,003 \times V1 \times 10^6)}{Ps \times V2} \quad (2)$$

onde:

C: carbono extraído do solo;

Vb: volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco;

Va: volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra;

M: molaridade exata do sulfato ferroso amoniacal;

V1: volume do extrator (K₂SO₄) utilizado,

V2: alíquota pipetada do extrato;

Ps: massa de solo seco.

Após o cálculo do teor de carbono nos extratos fumigados e não-fumigados, foi possível determinar a biomassa microbiana do solo através da fórmula 3.

$$\text{BMS-C} = \text{FC} \times \text{kC}^{-1} \quad (3)$$

onde:

BMS-C = biomassa microbiana do solo (mg C.Kg^{-1} solo);

FC: fluxo obtido da diferença entre a quantidade de C (mg.Kg^{-1}), recuperada no extrato da amostra fumigada e a recuperada na amostra não-fumigada;

kC: 0,33 (fator de correção).

O quociente metabólico foi determinado segundo Anderson e Domsch (1993), sendo a razão entre a respiração basal e a biomassa microbiana do solo, geralmente utilizado para estimar a eficiência do uso de substrato pelos microrganismos presentes no solo, sua determinação se deu pela fórmula 4:

$$q\text{CO}_2 = \frac{\text{RBS}}{\text{BMS}} \quad (4)$$

onde:

$q\text{CO}_2$: quociente metabólico do solo ($\text{mg C-CO}_2.\text{Kg}^{-1} \text{BMS-C.h}^{-1}$);

RBS: respiração basal do solo ($\text{mg C-CO}_2.\text{Kg}^{-1} \text{solo.h}^{-1}$);

BMS-C: carbono da biomassa microbiana ($\text{mg C-CO}_2.\text{Kg}^{-1} \text{solo}$). 10^3 .

O quociente microbiano foi determinado pela relação entre o carbono da biomassa microbiana (CBM) e o carbono orgânico total, conforme a equação, sendo expresso em porcentagem (ANDERSON; DOMSCH, 1993) segundo equação 5:

$$q\text{Mic}(\%) = \left(\frac{\text{CBM}}{\text{COT}} \right) \times 100 \quad (5)$$

onde:

$q\text{Mic}$: quociente microbiano (%);

CBM: carbono da biomassa microbiana ($\text{mg C-CO}_2.\text{Kg}^{-1} \text{solo}$). 10^3 ;

COT: carbono orgânico total (mg. Kg^{-1}).

A respiração induzida por substrato foi quantificada segundo método descrito por Anderson e Domsch (1978), com algumas alterações devido à alta atividade (aumento da concentração de hidróxido de sódio). O carbono da biomassa microbiana foi determinado pela equação 6:

$$C_{mic} = 30(V_b - V_a) \frac{K \times 22 \times 1000}{1,8295 \times MA \times A} \quad (6)$$

onde:

C_{mic} : carbono da biomassa microbiana (mg $C_{mic} \cdot Kg^{-1}$ de solo seco);

V_b : média do volume (mL) de ácido clorídrico gasto para titular os brancos;

V_a : volume (mL) de ácido clorídrico gasto para titular as amostras;

MA: massa seca do solo;

K: molaridade do ácido clorídrico;

A: horas de incubação.

Para determinação da atividade da enzima urease foi utilizado o método descrito por Tabatabai e Bremner (1972), baseado na quantidade de NH_4 liberado durante a análise. A atividade da urease foi calculada através da fórmula 7:

$$Urease = \frac{((V_a - V_b) \times 50 \times 70)}{ms \times 20} \quad (7)$$

onde:

Urease: atividade da enzima (mg $N-NH_4 + 2h^{-1} g^{-1}$ solo);

V_a : volume de ácido sulfúrico gasto na amostra;

V_b : volume de ácido sulfúrico gasto no branco;

50: volume total da suspensão;

70: 1 mol de H_2SO_4 ;

ms: massa do solo;

20: volume da solução para destilação.

Através da análise química dos elementos disponíveis, foram determinados teores de fósforo, potássio, cobre, zinco, cálcio, magnésio e carbono orgânico total, utilizando a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995), somente foram determinados estas variáveis, devido à quantidade de composto se tornar reduzida nas concentrações maiores de resíduo, pelo fato da ação dos microrganismos no processo de decomposição, resultando em quantidades insuficientes para todos os parâmetros comumente utilizados.

2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Primeiramente, os dados experimentais foram submetidos aos testes de normalidade e homogeneidade de variância e, posteriormente, submetidos à análise de variância (software

SPSS). Quando significativa à interação entre os fatores concentração de resíduo e períodos de avaliação, as médias do primeiro fator foram ajustadas por regressões polinomiais e os períodos de avaliação comparados através de teste Tukey ($\alpha=0,05$).

Os dados foram submetidos também à análise multivariada dos componentes principais (PCA), sendo verificada sua adequabilidade, para isso, os dados foram submetidos aos testes de multicolinearidade com o teste Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e Bartlett. A partir destes testes foi possível perceber que a matriz de correlação foi altamente significativa, indicando que os dados foram adequados para o teste (MOITA-NETO, 2009).

A PCA foi realizada utilizando os dados dos indicadores microbiológicos (respiração basal do solo, biomassa microbiana, quociente metabólico (qCO_2), quociente microbiano ($qMic$), respiração induzida pelo substrato e urease) e também os indicadores químicos (teores de cálcio, fósforo, magnésio, potássio, cobre, zinco e carbono orgânico total). A PCA foi realizada a partir de um conjunto de componentes principais, neste caso utilizou-se apenas os componentes 1 (94,4% de variância) e 2 (5,3% de variância), os quais refletem quase 100% da variância dos dados.

3 RESULTADOS

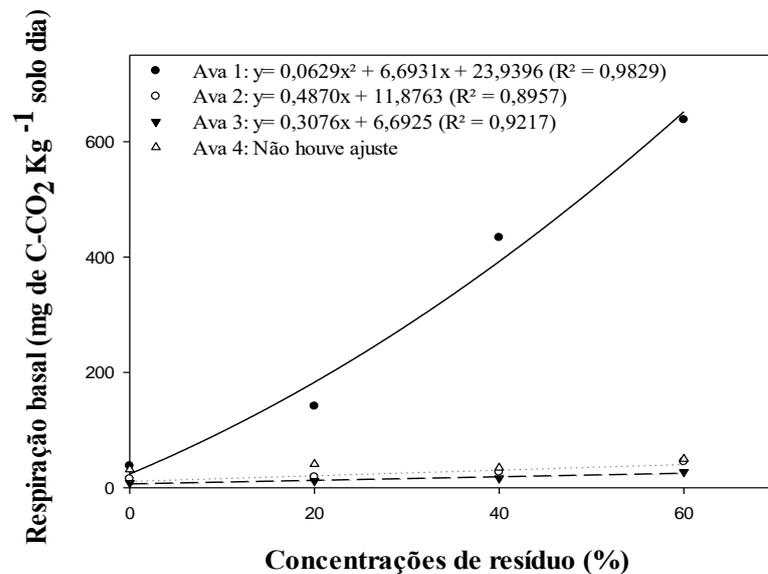
3.1 CARACTERIZAÇÕES DO BAGAÇO DA LARANJA E DO SOLO

O bagaço da laranja apresentou os seguintes teores: 10,5 g.Kg⁻¹ de nitrogênio, 1,1 g.Kg⁻¹ de fósforo, 11,0 g.Kg⁻¹ de potássio, 6,9 g.Kg⁻¹ de cálcio, 0,8 g.Kg⁻¹ de magnésio, 1,8 g.Kg⁻¹ de enxofre, 22,0 mg.Kg⁻¹ de cobre, 7,0 mg.Kg⁻¹ de zinco, 24,0 mg.Kg⁻¹ de manganês, 55,0 mg.Kg⁻¹ de ferro e 32,0 mg.Kg⁻¹ de boro, enquanto o solo apresentou 4,4% de matéria orgânica, 42% de argila, 16,7 cmolc.L⁻¹ de CTC, 2,8 mg.L⁻¹ de fósforo, 222,0 mg.L⁻¹ de potássio, 7,9 mg.L⁻¹ de cobre, 1,7 mg.L⁻¹ de zinco, 7,7 cmolc.L⁻¹ de cálcio e 2,3 cmolc.L⁻¹ de magnésio. O pH não variou significativamente entre os tratamentos, sendo em média de 5,5.

3.2 INDICADORES MICROBIOLÓGICOS

A respiração basal apresentou interação entre as fontes de variação concentração de resíduo e períodos de avaliação. Na primeira avaliação (0 dias após a implantação do experimento – DAIE) pode-se observar ajuste quadrático dos dados para a respiração basal, enquanto que para a segunda avaliação (60 DAIE) e a terceira avaliação (120 DAIE) obteve-se ajuste linear dos dados, e para a quarta avaliação (180 DAIE) não houve ajuste dos dados (Figura 1).

Figura 1 - Respiração basal do solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)



Ava 1: avaliação 1, Ava 2: avaliação 2, Ava 3: avaliação 3, Ava 4: avaliação 4. Fonte: autora (2021).

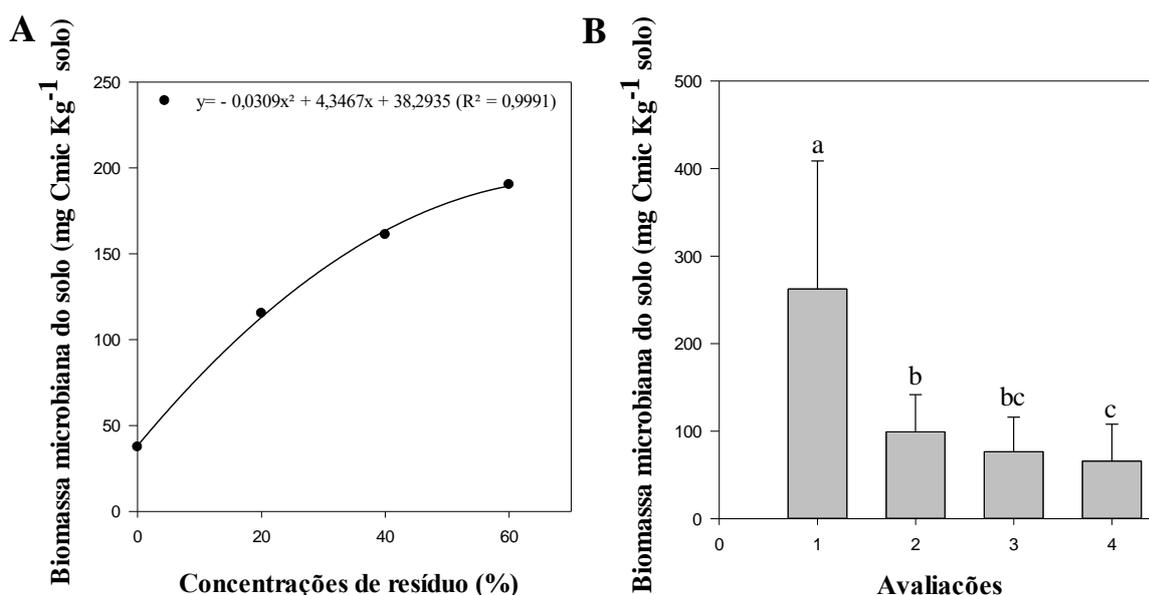
Os valores de respiração basal foram maiores na primeira avaliação comparados às demais avaliações, para todas as concentrações de bagaço utilizadas, ocorrendo um acréscimo conforme aumento na concentração de resíduo adicionado ao solo. Quando comparado o tratamento de 60% de bagaço de laranja com o controle (0% de bagaço de laranja) na avaliação 1 verifica-se um aumento de aproximadamente 16 vezes na respiração basal.

Considerando a segunda, terceira e quarta avaliação observa-se que houve uma redução drástica da atividade respiratória quando comparadas à avaliação 1, mantendo-se ainda valores mais elevados de respiração basal nos tratamentos com maior concentração de bagaço, com um aumento na maior concentração de resíduo testada de 193,5%, 226,4% e 58,5% para respectivamente a segunda, terceira e quarta avaliação, quando comparadas ao tratamento controle (0% de bagaço).

A biomassa microbiana do solo não apresentou interação entre as fontes de variação, sendo que houve ajuste quadrático dos dados, com o ponto de máximo na concentração de 70,3% de bagaço, indicando que o aumento na concentração do resíduo levou a acréscimos na biomassa microbiana do solo (Figura 2A). Quando comparado o tratamento controle com a maior concentração de bagaço adicionado ao solo (60%), observa-se que o bagaço provocou um incremento de 407% na biomassa microbiana do solo (Figura 2A).

De acordo com a Figura 2B, a biomassa microbiana quantificada na primeira avaliação foi superior e diferiu estatisticamente das demais, enquanto as quantificadas nas avaliações 2 e 3 não diferiram entre si, e a biomassa microbiana da avaliação 4 apresentou a menor média diferindo das avaliações 1 e 2. Observa-se, portanto, que com o passar dos dias a biomassa microbiana foi reduzida em até 75%.

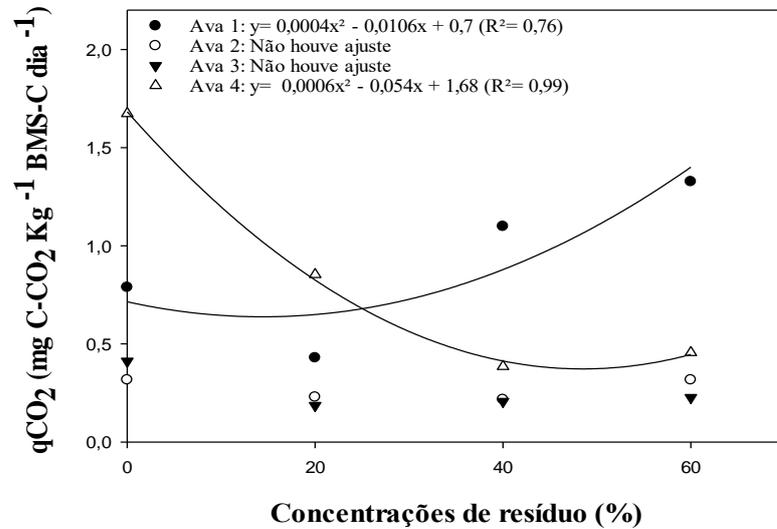
Figura 2 - Biomassa microbiana do solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)



Teste de Tukey. Barras seguidas de letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre avaliações, com $\alpha=0,05\%$. Fonte: autora (2021).

O quociente metabólico (qCO_2) apresentou interação entre as fontes de variação (concentração de resíduo e avaliações), com ajuste quadrático dos dados para a primeira avaliação, e ponto de mínimo na concentração de 13,3% de resíduo, e para a segunda e terceira avaliação não houve ajuste para os dados de qCO_2 (Figura 3). A quarta avaliação apresentou ajuste quadrático para os dados de qCO_2 , com ponto de mínimo na concentração de 45% de bagaço, ocorrendo uma resposta inversa à observada na primeira avaliação em que houve incremento no qCO_2 com o aumento da concentração de resíduo, havendo, portanto, nesta última avaliação um decréscimo nesta variável com o aumento da concentração de bagaço.

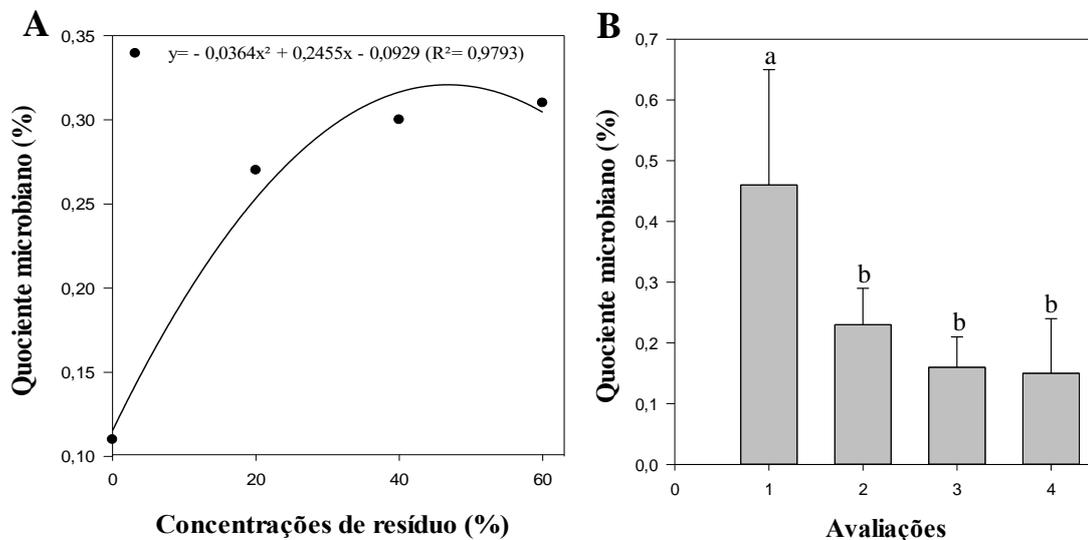
Figura 3 - Quociente metabólico (qCO_2) do solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)



Ava 1: avaliação 1, Ava 2: avaliação 2, Ava 3: avaliação 3, Ava 4: avaliação 4. Fonte: autora (2021).

Em relação ao quociente microbiano, não houve interação entre as fontes de variação e observa-se ajuste quadrático dos dados, com ponto de máximo na concentração de 47% de bagaço (Figura 4A). O aumento na concentração de bagaço adicionado ao solo proporcionou elevação no quociente microbiano, enquanto para as avaliações, a primeira (0 DAIE) diferiu das demais apresentando o maior quociente microbiano (0,46%) (Figura 4B).

Figura 4 - Quociente microbiano do solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)



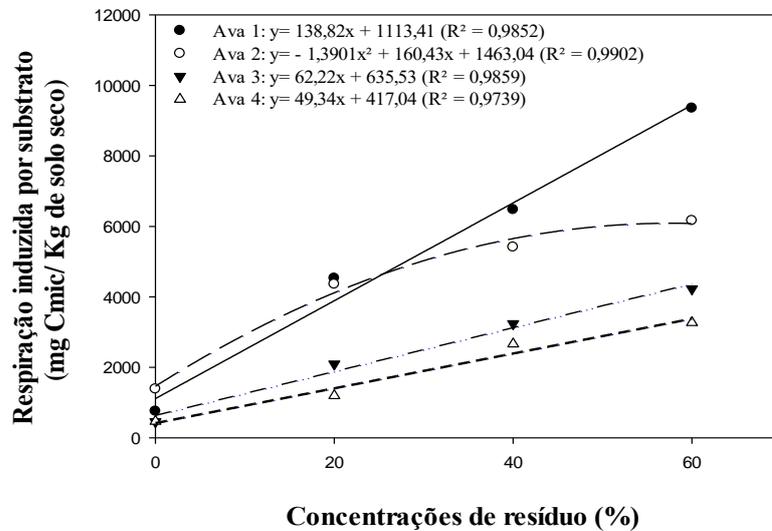
Teste de Tukey. Barras seguidas de letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre avaliações, com $\alpha=0,05\%$. Fonte: autora (2021).

A respiração induzida por substrato apresentou interação entre as fontes de variação, com ajuste linear dos dados para a primeira, terceira e quarta avaliações, indicando que quanto maior a concentração de bagaço, maior foi a respiração induzida por substrato. Na segunda avaliação obteve-se ajuste quadrático para os dados de respiração induzida com ponto de máximo na concentração de 58% de bagaço (Figura 5).

Comparando-se o tratamento controle (0% bagaço + 100% solo) com a maior concentração de bagaço aplicado ao solo (60%), percebe-se na primeira avaliação um acréscimo de aproximadamente 11 vezes na respiração induzida, e para a terceira e quarta avaliações esse aumento foi de 8,2 e 6 vezes, respectivamente (Figura 5).

A terceira e quarta avaliações também apresentaram redução nos valores de respiração induzida para todas as concentrações de bagaço quando comparadas às duas primeiras avaliações, indicando a redução gradual por decomposição do resíduo adicionado (Figura 5).

Figura 5 - Respiração induzida por substrato em solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)

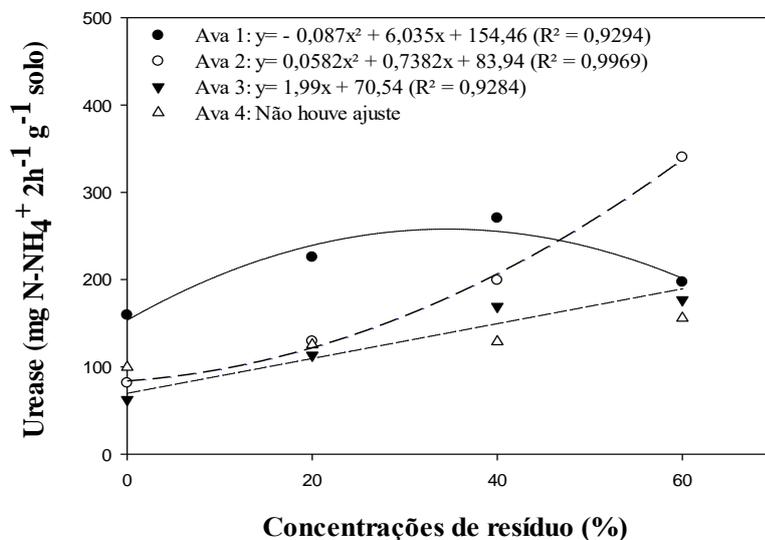


Ava 1: avaliação 1, Ava 2: avaliação 2, Ava 3: avaliação 3, Ava 4: avaliação 4. Fonte: autora (2021).

A atividade da enzima urease apresentou interação entre as fontes de variação, com ajuste quadrático dos dados para a primeira e segunda avaliações, indicando que quanto maior a concentração de bagaço, maior foi a atividade da urease, com exceção da primeira avaliação na maior concentração de bagaço, pois após inicialmente ocorrer um aumento na atividade enzimática houve posteriormente uma redução (60% de bagaço) (Figura 6).

A terceira avaliação apresentou ajuste linear dos dados para a atividade da urease, sendo que o bagaço de laranja promoveu um aumento de 162,5% na atividade desta enzima comparando-se a adição de 60% de bagaço com o tratamento controle, enquanto que não houve ajuste dos dados para a quarta avaliação (Figura 6).

Figura 6 - Atividade da urease com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)



Ava 1: avaliação 1, Ava 2: avaliação 2, Ava 3: avaliação 3, Ava 4: avaliação 4. Fonte: autora (2021).

3.3 INDICADORES QUÍMICOS

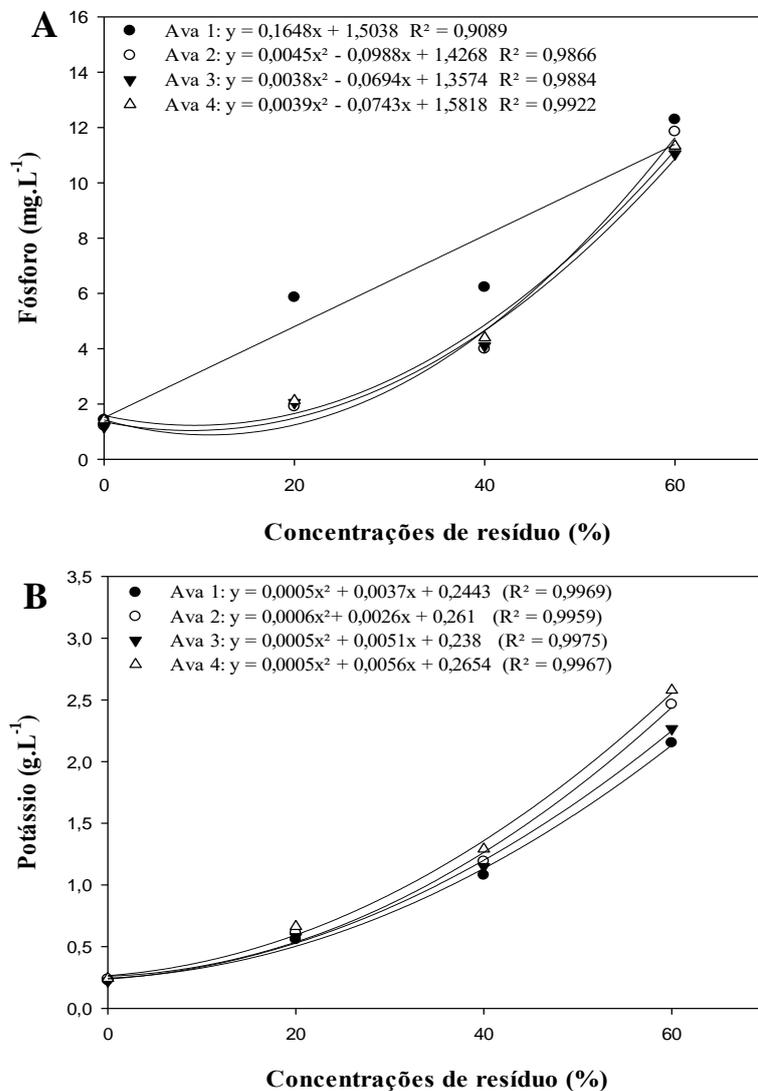
Dentre os indicadores químicos determinados neste trabalho estão os macronutrientes fósforo, potássio, cálcio e magnésio, e os micronutrientes zinco e cobre, além do carbono orgânico total.

Na Figura 7 observa-se a resposta do teor de potássio e de fósforo no solo após adição do bagaço de laranja em diferentes concentrações e tempos de avaliação. Houve interação entre as fontes de variação para ambos os macronutrientes, com ajuste quadrático dos dados para todas as avaliações quando considerado o teor de potássio, enquanto que para o teor de fósforo o ajuste foi linear para os dados da primeira avaliação e quadrático para as demais, com pontos de mínimo nas concentrações de 11%, 9,1% e 9,5% de resíduo adicionado ao solo, respectivamente, para as avaliações 1, 2 e 3 (Figura 7).

Observa-se que para todas as avaliações, o bagaço promoveu um aumento no teor de potássio do solo, com valores mais elevados encontrados na maior concentração de bagaço adicionado ao solo (60%), e acréscimos de 851%, 941%, 926% e 962% respectivamente para a primeira, segunda, terceira e quarta avaliações quando comparada a maior concentração de resíduo (60%) com o tratamento controle (0%), que apresentou os menores teores (Figura 7A).

Para o teor de fósforo, na primeira avaliação a adição de bagaço de laranja incrementou em cerca de 7,6 vezes o valor desse macronutriente quando comparada a maior concentração de bagaço (60%) com o tratamento controle. As avaliações 2, 3 e 4 apresentaram respostas muito semelhantes, com elevação dos teores de fósforo conforme o aumento da concentração de bagaço, sendo esses acréscimos de 8,7, 8,4 e 6,9 vezes respectivamente, quando comparada a maior concentração de bagaço (60%) com o tratamento controle (0%) (Figura 7B).

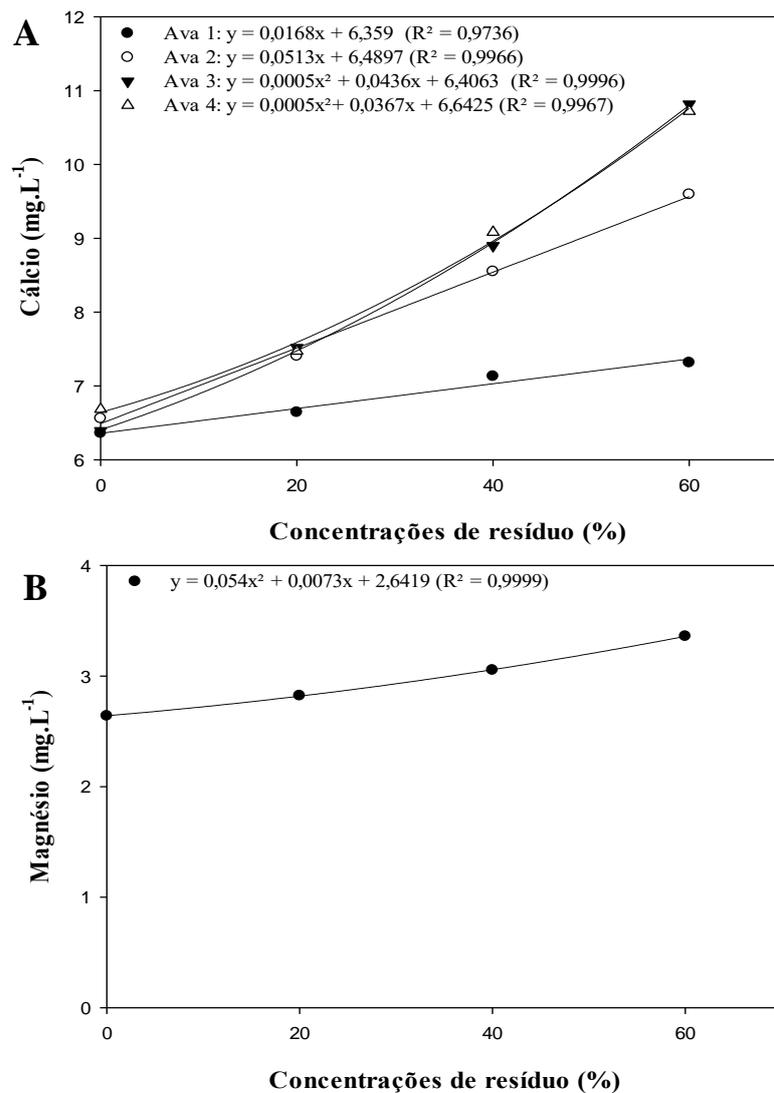
Figura 7 - Teor de potássio (A) e fósforo (B) no solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)



Ava 1: avaliação 1, Ava 2: avaliação 2, Ava 3: avaliação 3, Ava 4: avaliação 4. Fonte: autora (2021).

Na Figura 8 observa-se como o teor de cálcio e magnésio do solo responderam à adição do bagaço de laranja, com o teor de cálcio apresentando interação entre as fontes de variação, enquanto que o teor de magnésio não apresentou interação. Para o teor de cálcio, a primeira e a segunda avaliações apresentaram ajuste linear dos dados, enquanto a terceira e quarta avaliações o ajuste foi quadrático (Figura 8A).

Figura 8 - Teor de cálcio (A) e magnésio (B) no solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)



Ava 1: avaliação 1, Ava 2: avaliação 2, Ava 3: avaliação 3, Ava 4: avaliação 4. Fonte: autora (2021).

Em todas as avaliações, observa-se que o aumento da concentração de resíduo adicionado ao solo provocou um acréscimo no teor de cálcio, sendo que o máximo foi atingido na maior concentração de bagaço (60%), com acréscimos respectivamente de 15,9%,

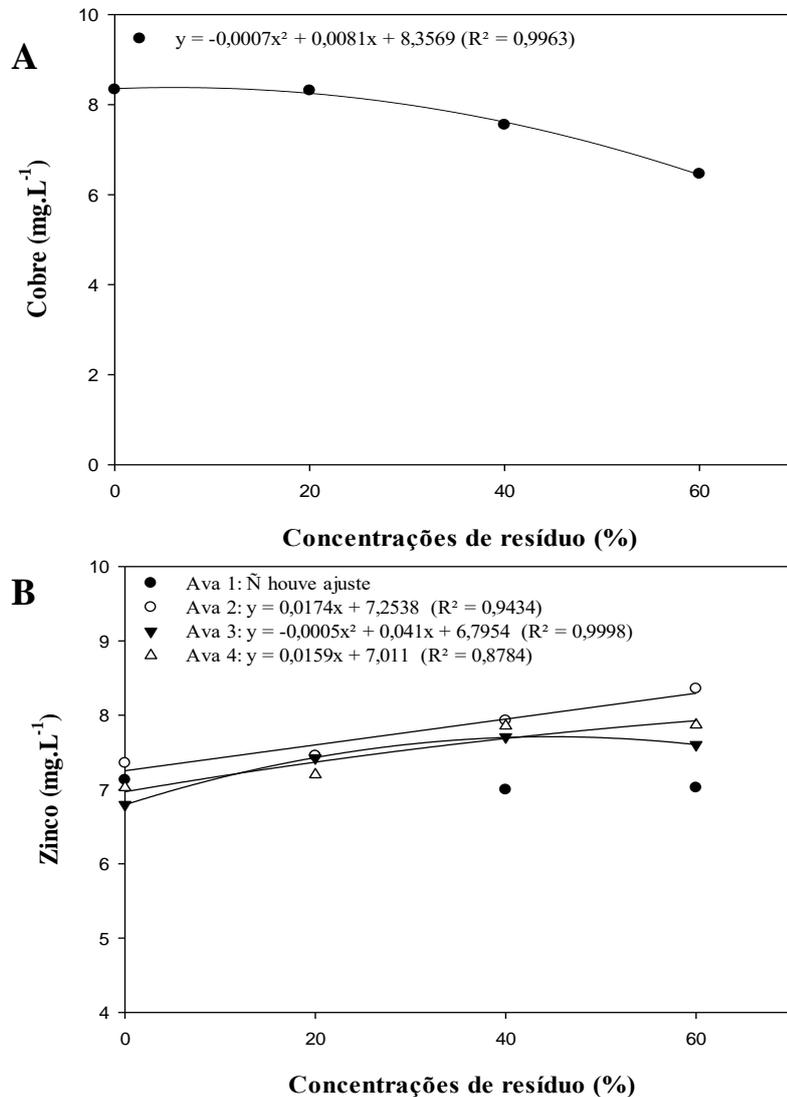
46,3%, 69,3% e 60,5% nas avaliações 1, 2, 3 e 4, quando se comparou ao tratamento controle (Figura 8A). Também é possível observar que o teor de cálcio aumentou progressivamente com o tempo de avaliação, sendo que a primeira avaliação apresentou os menores teores (Figura 8A).

O teor de magnésio, obteve ajuste quadrático dos dados, indicando que com o aumento na concentração do resíduo adicionado ao solo, houve acréscimo no teor deste elemento no solo, atingindo maior teor no tratamento com 60% de bagaço, o que representa um acréscimo de 27,3% nesta condição em relação ao tratamento controle (Figura 8B).

Com relação aos teores dos micronutrientes cobre e zinco, pode-se observar que para o primeiro não houve interação entre as fontes de variação, apresentando um ajuste quadrático para os dados com o ponto de máximo na concentração de 5,8% de resíduo, indicando que com o aumento da concentração do resíduo da indústria de laranja adicionado ao solo, obteve-se decréscimos no teor de cobre do solo, atingindo 22,5% de redução na maior concentração de bagaço (60%) quando comparado ao tratamento controle (0%) (Figura 9A).

O teor de zinco apresentou interação entre as fontes de variação, não ocorrendo ajuste dos dados para a primeira avaliação, e para a segunda e quarta avaliações o ajuste dos dados foram linear, enquanto que a terceira avaliação apresentou ajuste quadrático dos dados, com ponto de máximo na concentração de 41% de resíduo. Os teores mais elevados de zinco foram encontrados, para a segunda e quarta avaliações, na maior concentração de bagaço adicionado ao solo (60%), representando acréscimos de 13,6% e 12% no teor desse elemento quando se compara com o tratamento controle (Figura 9B).

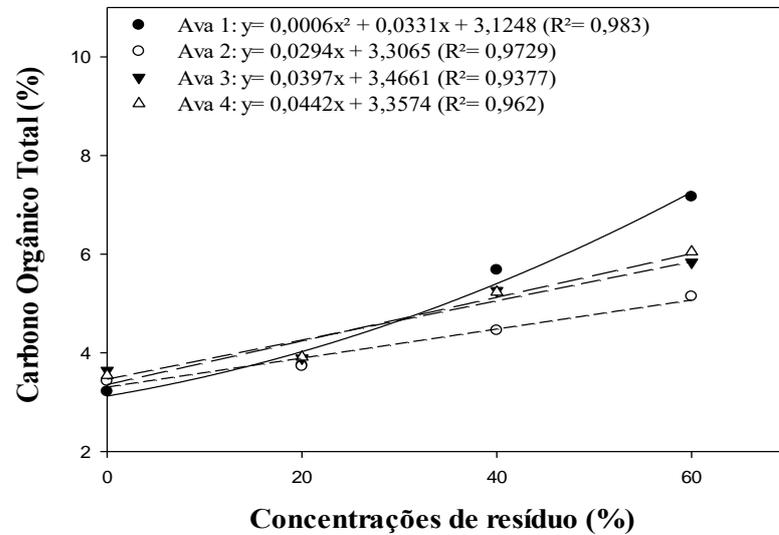
Figura 9 - Teor de cobre (A) e zinco (B) no solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)



Ava 1: avaliação 1, Ava 2: avaliação 2, Ava 3: avaliação 3, Ava 4: avaliação 4. Fonte: autora (2021).

Na Figura 10 observa-se a resposta do carbono orgânico total encontrado nas quatro avaliações e com diferentes concentrações de resíduo da indústria de laranja adicionado ao solo. Houve interação entre as fontes de variação, com os dados da primeira avaliação apresentando ajuste quadrático enquanto que para as demais avaliações o ajuste foi linear, que indica aumento do carbono orgânico total no solo conforme acréscimo na concentração de bagaço adicionado. Esse acréscimo foi de cerca de 123%, 48,8%, 60,4% e 70,9%, respectivamente para a primeira, segunda, terceira e quarta avaliações, comparando-se o tratamento controle (0% de bagaço) com o tratamento de 60% de bagaço adicionado ao solo.

Figura 10 - Carbono orgânico total do solo com aplicação de resíduo (bagaço) da indústria de suco de laranja em diferentes concentrações (0, 20, 40 e 60%) e em quatro avaliações (aos 0, 60, 120 e 180 dias após implantação do experimento)

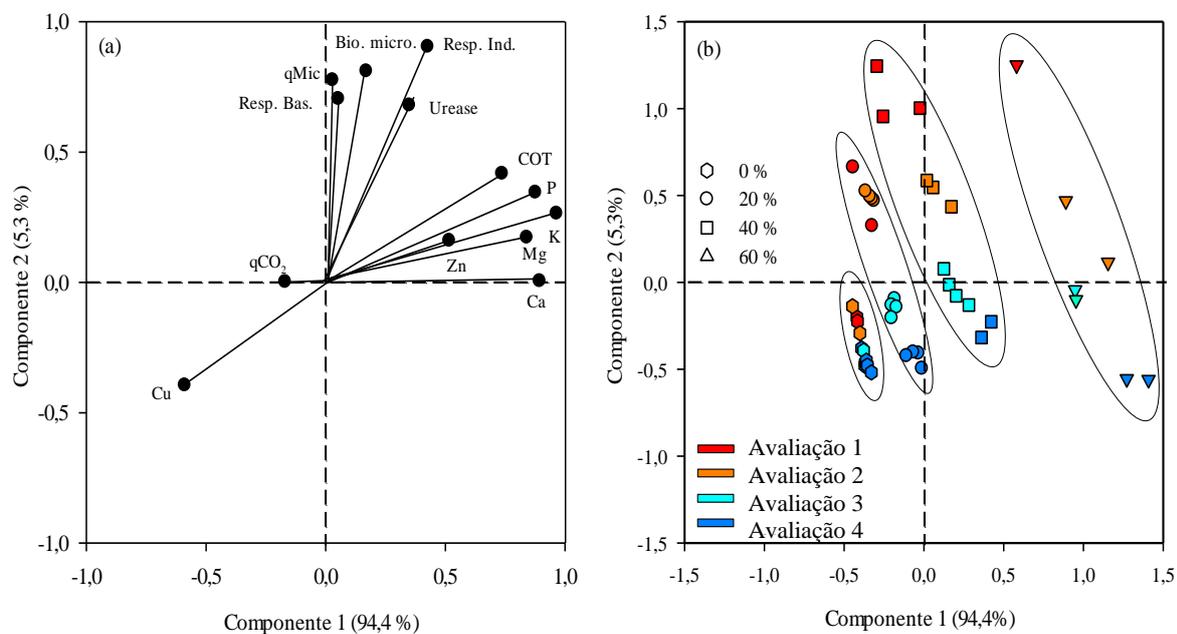


Ava 1: avaliação 1, Ava 2: avaliação 2, Ava 3: avaliação 3, Ava 4: avaliação 4. Fonte: autora (2021).

3.4 ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS

A análise dos componentes principais foi realizada extraindo-se apenas os dois primeiros componentes, os quais somados explicam quase 100% da variabilidade dos dados, sendo o primeiro componente o mais importante, com 94,4% da variância e o segundo com apenas 5,3% (Figura 11).

Figura 11 - Relação entre os componentes principais 1 e 2 dos indicadores químicos e microbiológicos de qualidade do solo



qCO₂: quociente metabólico; Resp. Bas.: respiração basal; qMic: quociente microbiano; Bio. Micro: biomassa microbiana; Resp. Ind: respiração induzida por substrato; urease: urease; COT: carbono orgânico total; P: fósforo; K: potássio; Mg: magnésio; Zn: zinco; Ca: cálcio; Cu: cobre.

0%, 20%, 40%, 60%: doses do resíduo de indústria do processamento da laranja.

Fonte: autora (2021).

Em um primeiro momento no componente 1 as variáveis que mais explicaram a variação foram o carbono orgânico total (COT), os teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), sendo que o zinco (Zn) não teve alto peso na matriz de componentes finais, sendo intermediário. Percebe-se através da Figura 11A que estes elementos aumentaram conforme a adição do resíduo no solo e o cobre (Cu) apresentou uma correlação negativa, indicando que com o aumento na concentração de resíduo, menor foi a disponibilidade de Cu.

No componente 2 (Figura 11A) as variáveis que mais representaram a variância total explicada pelo componente foram a urease, a respiração induzida, a biomassa microbiana, o quociente microbiano (qMic), e a respiração basal, indicando que estes elementos foram influenciados pela adição do bagaço de laranja, mostrando que o resíduo provocou um aumento destes indicadores. O quociente metabólico (qCO₂) foi a variável que não apresentou peso expressivo na análise matriz de componente rotativa.

4 DISCUSSÃO

A decomposição dos resíduos no solo é influenciada pelos organismos que o habitam, dentre eles tem-se os microrganismos da biomassa, como as bactérias e fungos, bem como a meso e a macrofauna (LAVELLE, 1997).

O bagaço de laranja proporcionou aumento da atividade respiratória do solo conforme o incremento na concentração adicionada ao solo, sendo que logo na primeira avaliação os valores de atividade respiratória apresentaram-se elevados, com maiores taxas encontradas na concentração de 60% de bagaço, decrescendo com o passar dos dias à medida que o resíduo de laranja foi sendo decomposto pelos microrganismos, obtendo-se assim, decréscimos na atividade respiratória após a primeira avaliação.

A forma como o experimento foi conduzido, com a homogeneização do solo + resíduo, permitiu com que o bagaço entrasse em contato com o solo de forma mais rápida, e, este fator segundo Lisboa et al. (2012), estimula temporariamente a microbiota a degradar a matéria orgânica presente no solo de forma mais rápida.

Em estudo desenvolvido por Padilha et al. (2014), os autores utilizaram os subprodutos da agroindústria de café e incorporaram estes ao solo, ao avaliar a respiração basal por 125 dias, logo no início do experimento, também constataram aumento da respiração dos microrganismos nas primeiras avaliações, evidenciando que o aumento de doses de resíduos proporciona um aumento da respiração basal microbiana. Sendo assim, ocorre uma maior liberação de C-CO₂ (carbono mineralizável resultante da respiração dos microrganismos), o qual é utilizado para determinar a respiração basal.

Esta elevação dos valores de respiração basal no início da incorporação, pode ser explicado por Gatiboni et al. (2011), que destacam que logo na fase inicial da decomposição de um material orgânico ocorre a maior atividade microbiana, e que isto se dá pelo fato de haver uma maior disponibilidade de nutrientes para os microrganismos, diante disso, pode-se afirmar que maiores valores de respiração basal na fase inicial de decomposição são esperados. Este fator está relacionado à fração lábil da matéria orgânica, a qual apresenta alta taxa de decomposição em um curto período de tempo, fornecendo energia de forma imediata aos microrganismos (SILVA; MENDONÇA, 2007), corroborando com os dados observados onde, a respiração basal foi maior nos primeiros dias, nestas condições experimentais (Figura 1).

Desta forma, percebe-se que, a partir do momento em que o resíduo foi degradado pelos microrganismos, houve redução da disponibilidade de nutrientes, o que provocou decréscimo na taxa de respiração e também na biomassa microbiana.

A biomassa microbiana do solo é capaz de sobreviver no solo em quantidades mínimas, consumindo a matéria orgânica que está presente, porém, quando se faz a adição de resíduos orgânicos frescos no solo há um aumento da população microbiana, aumentando a quantidade de carbono e nitrogênio armazenado na biomassa microbiana, indicando a sensibilidade dos microrganismos a adição de resíduos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Os solos que mantêm um alto conteúdo de biomassa microbiana são capazes de estocar e ciclar mais nutrientes (GREGORICH et al., 1994).

Como observado, conforme foram adicionadas as concentrações de bagaço ao solo, a biomassa microbiana do solo sofreu acréscimos quando comparada com o tratamento controle, sem bagaço. Os valores de biomassa microbiana foram mais elevados na primeira avaliação pelo fato de apresentar maior disponibilidade de nutrientes para os microrganismos, favorecendo o desenvolvimento dos mesmos. À medida que a concentração do material orgânico resultante do bagaço foi reduzindo, devido à decomposição deste material, a biomassa microbiana do solo foi estabilizando (Figura 2B).

Em trabalho desenvolvido por Capuani et al. (2012), os autores avaliaram a atividade microbiana em diferentes tipos de solos, nos quais houve a aplicação de resíduo têxtil industrial de algodão e torta de mamona, e para ambos os resíduos observou-se acréscimos nos valores de atividade microbiana no período inicial. Esse acréscimo, também observado no presente estudo, ocorre em razão do fornecimento de uma fonte de alimento para os microrganismos, no entanto, com o passar do tempo, observa-se que os valores foram decrescendo de maneira gradativa após a primeira avaliação, em razão dos microrganismos utilizarem parte do carbono para sua manutenção e reprodução.

Em relação à biomassa microbiana se apresentar mais elevada nos tratamentos com maior concentração de bagaço, situação semelhante foi observada no trabalho de Vieira, Castilhos e Castilhos (2011), no qual os autores aplicaram lodo anaeróbio de estação de tratamento de efluente de parboilização de arroz em solo e constataram maiores teores de C microbiano em doses maiores quando comparado com o tratamento controle que havia apenas solo, neste caso, esta elevação se deu possivelmente devido ao aumento do carbono orgânico do solo provocado pela adição do lodo. Em razão disso, assegura-se que no presente estudo o mesmo pode ter ocorrido com a adição do bagaço de laranja, pois o bagaço provocou um aumento do teor de carbono orgânico no solo (Figura 10).

O quociente metabólico na primeira avaliação apresentou-se elevado conforme o aumento das concentrações de bagaço de laranja adicionadas ao solo. Em estudo desenvolvido por Boechat et al. (2012), no qual os autores aplicaram ao solo lodo de fábrica de celulose, também foram encontrados valores de quociente metabólico mais elevados do que o tratamento controle, no qual não havia lodo. Segundo Anderson e Domsch (1993), este indicador está relacionado à manutenção da comunidade microbiana que se encontra em situação de estresse. Portanto, tanto o bagaço da laranja, do presente estudo, quanto o lodo de fábrica de celulose induziram um estresse na população nativa do solo, que tende, com o passar do tempo a retornar ao estágio anterior (BOECHAT et al., 2012).

Entretanto, na quarta avaliação ocorreu o oposto da primeira avaliação, com valores de quociente metabólico mais elevado no tratamento controle e mais estáveis nas demais concentrações (Figura 3). De acordo com Chaer e Totola (2007), quanto menores forem os valores de quociente metabólico, mais estável e próximo do equilíbrio está o ambiente, caso contrário, onde os valores de quociente metabólico apresentam-se elevados, remete-se a ecossistemas jovens, submetido a alguma condição de estresse ou com menor aporte de material orgânico.

Segundo Araújo e Monteiro (2007), durante um estresse na biomassa microbiana, ocorre direcionamento de mais energia para a manutenção celular ao invés da utilização da energia para o crescimento, de forma que o carbono da biomassa será perdido através do CO₂. Quando a biomassa microbiana se torna mais eficiente, menores quantidades de CO₂ são perdidas para a atmosfera e maior taxa de carbono é incorporada à biomassa microbiana, resultando em valores mais reduzidos de quociente metabólico (CUNHA et al., 2011).

Com isso, pressupõe-se que o tratamento controle na quarta avaliação apresentou maiores valores de quociente metabólico justamente por apresentar menor aporte de material orgânico, pois o material orgânico que havia neste solo, resultante da decomposição da serapilheira foi consumido pelos microrganismos presentes no solo, causando uma depleção de material orgânico, refletindo em perdas da matéria orgânica e provocando a degradação deste solo. Os demais tratamentos apresentaram-se estáveis, devido a adição de uma fonte de material orgânico, com valores inferiores a 1, e que segundo Sampaio, Araujo e Santos (2008), indica disponibilidade de matéria orgânica para os microrganismos.

O quociente microbiano apresentou acréscimos conforme adição de bagaço de laranja no solo, ou seja, quanto maior a concentração de bagaço adicionada, maior foi o quociente microbiano, sendo que a primeira avaliação apresentou valores mais elevados de quociente microbiano, com decréscimos nas demais avaliações.

O quociente microbiano reflete o percentual de reserva de carbono total presente no solo, sendo que em áreas com baixa atividade microbiana observa-se baixos valores de quociente microbiano, indicando que há uma menor reserva de compostos orgânicos nestas áreas (CARNEIRO et al., 2009). Além disso, valores baixos de quociente microbiano podem ser ocasionados por fatores que colocam a microbiota em condições de estresse (deficiência de nutrientes, déficit hídrico, etc.) ou pela baixa qualidade nutricional da matéria orgânica, fazendo com que a biomassa microbiana se torne incapaz de utilizar totalmente o C orgânico (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008).

De acordo com Dadalto et al. (2015), altos índices de quociente microbiano indicam que a matéria orgânica do solo é ativa e está sujeita a ser decomposta pela microbiota do solo. Ou seja, em locais que apresentam condições favoráveis à biomassa microbiana, o quociente microbiano tende a ser mais elevado, como por exemplo, quando ocorre a adição de matéria orgânica de qualidade, ou através de alterações de fatores limitantes para condições favoráveis, desta forma, acaba refletindo eficiência na imobilização de C pelos microrganismos (CARDOSO et al., 2009; GUARESCHI; PEREIRA; PERIN, 2012).

Através de mais este indicador, pode-se afirmar que o bagaço de laranja contribuiu positivamente para a qualidade do solo, pois, como o quociente microbiano apresentou-se elevado conforme aumento nas concentrações de resíduo adicionado ao solo, pode-se assegurar que o solo apresentou uma boa reserva de compostos orgânicos, com maior ciclagem de nutrientes e maior disponibilidade de carbono orgânico e predomínio de condições favoráveis para os microrganismos.

A respiração induzida por substrato é mais um parâmetro para avaliar a qualidade do solo, oferecendo respostas referentes à biomassa microbiana do solo após a adição de um substrato de fácil assimilação para os microrganismos, que foi a sacarose (SILVEIRA, 2011). A respiração induzida pelo substrato neste trabalho apresentou acréscimos em todas as concentrações de resíduo utilizadas, quando comparada com apenas o solo sem adição do bagaço, e isso ocorreu devido à adição de material orgânico, o qual promoveu liberação de nutrientes para a biomassa, favorecendo o seu desenvolvimento, confirmando assim o que foi observado para a biomassa microbiana (Figura 5 e Figura 2).

Com o decorrer do tempo houve redução nos valores de biomassa microbiana entre as avaliações, esta redução ocorreu ao longo dos dias devido à decomposição do material orgânico utilizado pela ação dos microrganismos, no entanto, a respiração induzida manteve-se mais elevada nos tratamentos com maiores concentrações de bagaço, quando comparada com o tratamento controle, em decorrência destes apresentarem maior concentração de

resíduo, e promover incremento de carbono orgânico no solo. Através de mais este parâmetro de avaliação de qualidade do solo, pode-se perceber os benefícios que o resíduo da indústria de suco de laranja promoveu aos microrganismos do solo.

As enzimas do solo participam de reações metabólicas intercelulares, as quais são responsáveis pelo funcionamento e pela manutenção dos seres vivos, além de desempenhar importante papel como catalisadora de reações que promovem a decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes (fosfatases, ureases, sulfatase), formação da matéria orgânica e da estrutura do solo (SINSABAUGH; HILL; FOLLSTAD, 2009).

As enzimas do solo atuam na maioria dos processos de decomposição de restos orgânicos, desempenhando papel fundamental na manutenção de fertilidade do solo, promovendo a liberação de nutrientes minerais de fontes orgânicas (BALDRIAN; STURSOVÁ, 2010). A análise da enzima urease pode fornecer indicação do potencial de converter nitrogênio orgânico em mineral, dando início ao processo de mineralização do nitrogênio (CAZZOLATTO, 2011).

O solo, por sua vez, possui grande quantidade de nitrogênio que não está disponível para as culturas, conhecido como nitrogênio orgânico, oriundo da matéria orgânica do solo, no entanto, é necessária a conversão do mesmo para nitrogênio mineral (forma disponível para as plantas). Essa conversão ocorre através do processo de mineralização, no qual os microrganismos atuam na decomposição dos materiais orgânicos do solo para obtenção de energia para si, desta forma, à medida que os microrganismos suprem suas demandas energéticas e nutricionais, o excesso destes nutrientes são liberados para as plantas, como por exemplo o nitrogênio (YAMADA, 1998).

A adição ou incremento de matéria orgânica no solo tende a proporcionar um aumento na população microbiana, desta forma, também se obtém uma maior atividade da urease (DUARTE, 2007), pois os microrganismos utilizam a matéria orgânica como fonte de energia para sua manutenção, além de facilitar a decomposição da matéria orgânica (LANNA et al., 2010).

Neste estudo, a urease foi influenciada pela adição do bagaço de laranja, com acréscimos na atividade desta enzima à medida que a concentração de bagaço aumentou, com exceção apenas para a concentração de 60% de resíduo na primeira avaliação, fato que pode estar relacionado ao tempo, o qual não tenha sido suficiente para os microrganismos converterem o N orgânico em N disponível, pois à medida que as avaliações se sucederam observa-se aumento na atividade da urease nesta mesma concentração de bagaço (60%).

Dos indicadores químicos, o potássio apresentou uma resposta semelhante em todas as avaliações, em que quanto maior a concentração de bagaço adicionada ao solo, maior a concentração de potássio, assim como valores mais elevados deste macronutriente à medida que o bagaço foi sendo decomposto (maior teor na última avaliação).

Em estudo desenvolvido por Cova (2012), incorporou-se ao solo resíduo de sorveteria, o qual era constituído por bagaço de frutas e sementes, observando-se elevação nos teores de potássio após incorporação de resíduos orgânicos ao solo. Resposta semelhante também foi encontrada por Wermuth (2019), que aplicou no solo resíduos de cinza resultante da combustão incompleta e variável de vegetais e também resíduo ruminal bovino, ambos de um frigorífico, para avaliar seu potencial na fertilidade do solo, e, apesar de não ser um resíduo vegetal como o bagaço de laranja, este resíduo orgânico também foi capaz de elevar os teores de potássio do solo.

O potássio é um nutriente essencial para o desenvolvimento das plantas, sendo absorvido ou retirado do solo pelas plantas na forma iônica (K^+), existindo no solo de três formas: K não disponível (rochas), K lentamente disponível (retido entre as lâminas de argila) e K disponível, sendo este último encontrado na solução do solo juntamente com o potássio adsorvido em forma trocável através da matéria orgânica e pela argila do solo. O K trocável está retido pelas argilas e matéria orgânica do solo (coloides), quando é adicionado ao solo através de resíduos orgânicos (YAMADA, 1998), pois a matéria orgânica é uma fonte importante de potássio (PRADO, 2013).

O bagaço de laranja aplicado ao solo aumentou os teores de potássio disponível, indicando que quanto maior a quantidade de material orgânico adicionado ao solo, maiores os valores deste macronutriente. O potássio é comumente adicionado ao solo através de fertilizantes químicos, e com este estudo, percebe-se que a utilização de bagaço da laranja pode aumentar os níveis de potássio no solo através dos processos microbiológicos.

Os teores de fósforo no solo foram acrescidos à medida que a concentração de bagaço foi aumentada. Em estudo desenvolvido por Souza, Natale e Rozane (2011), em que houve a incorporação de resíduo da indústria do processamento de goiabas ao solo, observou-se aumento nos teores de fósforo. Também, maiores teores de fósforo foram encontrados nos trabalhos desenvolvidos por Cova (2012), o qual adicionou resíduo de sorveteria ao solo, assim como por Wermuth (2019), com aplicação de resíduo ruminal bovino e cinzas ao solo.

O fósforo é um elemento que desempenha importantes funções no desenvolvimento animal e vegetal, e sua distribuição ocorre nos solos de forma irregular em relação à quantidade e mineralogia, tornando-se um fator limitante para o desenvolvimento da produção

vegetal, sendo o principal componente dos custos de produção na agricultura brasileira, pois é um mineral que se encontra insuficiente no subsolo brasileiro (FRANCISCON, 2013). O fósforo circula das plantas para os animais, posteriormente retornando ao solo nas formas orgânicas, as quais são convertidas em formas inorgânicas através da ação dos microrganismos, tornando o fósforo disponível para as plantas novamente (RAVEN; RAY; SUSAN, 2007).

De acordo com Bissani et al. (2004), o fósforo orgânico se origina de restos de animais e vegetais que são incorporados ao solo, assim, solos com baixos teores de matéria orgânica apresentam menores teores de fósforo na matéria orgânica do solo, enquanto que em solos orgânicos o fósforo orgânico pode chegar a 90% do P total. Os microrganismos tem papel fundamental, pois influenciam desde as transformações de fósforo no solo até a absorção e translocação do nutriente na planta (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

O fósforo é um elemento pouco disponível nos solos devido à lentidão no processo de intemperismo, suas perdas por lixiviação, perdas por erosão, e reduções através das culturas, entre outras (BATISTA et al., 2018). O bagaço de laranja proporcionou resultados positivos, pois promoveu a elevação nos teores de fósforo do solo conforme o aumento das concentrações de resíduo aplicado. As plantas necessitam de fósforo para seu desenvolvimento, sendo hoje um dos elementos mais comercializados para o suprimento das culturas, desta forma, vale ressaltar que o bagaço adicionado ao solo promoveu resultados satisfatórios em relação a este elemento.

Em trabalho desenvolvido por Schalleberger et al. (2019), os autores avaliaram diferentes áreas de cultivo com aplicação de cama de aviário em comparação a solos de mata nativa que nunca receberam nenhum tipo de resíduo, além da própria serapilheira e observaram acréscimos nos teores de cálcio e magnésio no solo, da mesma forma que o bagaço da laranja proporcionou neste estudo, apesar da cama de aviário ser um resíduo orgânico de origem animal. Wermuth (2019), também observou elevações nos teores de Ca e Mg no solo com aplicação de resíduo ruminal bovino e cinzas.

O cálcio e o magnésio são nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas, sendo que o cálcio existe como cátion e é retido como Ca^{2+} em superfícies de cargas negativas que são as argilas e a matéria orgânica, estando presente na solução do solo, e fazendo parte da estrutura de vários minerais, e o magnésio também faz parte de alguns minerais do solo, e também é um cátion encontrado na solução do solo, sendo, por sua vez, adsorvido pela matéria orgânica que possui cargas negativas (YAMADA, 1998).

Importante destacar que os resíduos de origem vegetal que são produzidos em algum cultivo são decompostos no local e ocorre o aumento da disponibilidade de nutrientes para as culturas subsequentes, proporcionando maior liberação de nitrogênio, fósforo, além de aumentar a disponibilidade de cálcio e magnésio, entre outros nutrientes, na camada superficial do solo (TORRES; PEREIRA, 2008), fato a ser observado no presente estudo, em que o bagaço de laranja promoveu aumento destes elementos, como observado na Figura 8.

Os micronutrientes como o Cu e o Zn são essenciais para o desenvolvimento das plantas, no entanto, quando estes elementos se apresentam em elevadas concentrações, podem se tornar tóxicos para os organismos do solo e para o desenvolvimento das plantas, além de ocasionar sérios danos de contaminação para o ambiente (PARK et al., 2011). Como estes micronutrientes são requeridos em pequenas quantidades pelas culturas, a quantidade natural existente nos solos do Rio Grande do Sul já é suficiente para atingir a demanda da cultura (TIECHER et al., 2016).

Na figura 9, observa-se redução no teor de zinco, de acordo com Yamada (1998), a matéria orgânica é um fator que determina a disponibilidade de zinco no solo, pois grande parte do zinco pode ser fixada na fração orgânica do solo, tanto que, solos com baixos níveis de matéria orgânica são indicativos de baixa disponibilidade de zinco.

Enquanto a adição de bagaço de laranja provocou um leve aumento nos teores de zinco no solo, também promoveu redução na disponibilidade de cobre, conforme aumento da concentração do resíduo, devido ao aumento de matéria orgânica no solo. A utilização de materiais ricos em matéria orgânica apresenta importante forma de suavizar os efeitos contaminantes do cobre no solo (LOPES et al., 2014), em razão da matéria orgânica proveniente dos resíduos orgânicos ou fertilizantes ser capaz de reter íons e complexar elementos tóxicos (VINHAL-FREITAS et al., 2010), além do efeito de diluição causado pela adição do resíduo ao solo.

Os solos, em geral, apresentam teores adequados de cobre, mas solos orgânicos são mais propensos a apresentar deficiência deste micronutriente, pelo fato de o metal ficar retido fortemente na matéria orgânica, permanecendo disponível para as plantas apenas em quantidades reduzidas (YAMADA, 1998).

Em relação ao carbono orgânico total, o bagaço de laranja promoveu acréscimos neste indicador de qualidade do solo, devido à incorporação de resíduo orgânico, como também avaliado por Cova (2012), quando da aplicação de resíduos orgânicos oriundos de fábrica de sorvete. A presença ou aumento de matéria orgânica no solo pode ser utilizada como parâmetro de qualidade do solo, pois, quanto maior a quantidade de matéria orgânica presente

no solo, melhores as características químicas, físicas e biológicas do mesmo, já que a matéria orgânica contribui com os processos de ciclagem e retenção de nutrientes, além de ser fonte de energia para a atividade biológica (WUADEN, 2018).

A matéria orgânica do solo pode ser incrementada através da incorporação de subprodutos e detritos vegetais oriundos da atividade agrícola, como resto de culturas e matérias resultantes de podas, pois um dos destinos mais utilizados destes resíduos é a incorporação no solo, contribuindo para a manutenção da matéria orgânica (COELHO, 2017).

No presente trabalho percebe-se que, assim como, no estudo realizado por Guerrero et al. (1995), em que os autores avaliaram a aplicação de bagaço de laranja no solo, também observou-se que a adição do resíduo disponibilizou nutrientes de forma rápida, devido à rápida mineralização da matéria orgânica contida no resíduo, além disso, o bagaço apresentou melhorias na produtividade do solo, uma vez que foi possível obter aumento na quantidade de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e potássio, ressaltando-se que este tipo de resíduo pode ser utilizado como fertilizante orgânico do solo.

Os indicadores microbiológicos apresentaram respostas imediatas logo após a adição do resíduo, no entanto, para os indicadores químicos como os teores de potássio, cálcio e zinco, a resposta em geral foi mais lenta após a aplicação do resíduo, pois segundo Nogueira e Hungria (2013), a biota do solo responde de forma mais rápida ao seu uso e manejo, enquanto que indicadores químicos e físicos levam mais tempo para responder às alterações, portanto, os organismos do solo e seus processos são ótimos indicadores de qualidade do solo, por apresentar rápida resposta.

A adição de resíduos orgânicos industriais ao solo tem mostrado eficiência na melhoria dos ecossistemas, em razão disso, hoje é comum a utilização destes resíduos para promover a restauração ambiental do solo, mantendo a matéria orgânica elevada na recuperação de solos degradados, além do fornecimento de nutrientes para as plantas (TEJADA et al., 2007). Isso justifica que o uso do bagaço de laranja ao solo é uma alternativa viável, pois como foi visto no presente estudo, o mesmo promoveu melhorias tanto na qualidade microbiológica quanto química do solo.

5 CONCLUSÃO

A adição de bagaço de laranja ao solo proporciona incremento nos indicadores microbiológicos do solo, principalmente no início do experimento, apresentando acréscimos nos valores de biomassa microbiana, respiração basal, respiração induzida por substrato, quociente metabólico, quociente microbiano e atividade da enzima urease.

Os indicadores químicos do solo também foram afetados positivamente com a adição de bagaço de laranja (bagaço), com incremento nos teores de carbono orgânico total e macronutrientes como fósforo, potássio, cálcio e magnésio à medida que a concentração de resíduo foi aumentada, além de um leve aumento nos teores de zinco e redução nos teores de cobre, devido à estabilização pela matéria orgânica.

REFERÊNCIAS

- AGEGNEHU, G., SRIVASTAVA, A. K., BIRD, M. I. The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review. **Applied Soil Ecology**, v.119, p.156-170, 2017.
- ANDERSON, J. P. E., DOMSCH, K.H. A physiological method for the quantitative measurements of microbial biomass in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v.10, p.215-221, 1978.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as PH, on the microbial biomass of forest soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 25, n. 3, p.393-395, 1993.
- ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Biological indicators of soil quality. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p.66-75, 2007.
- BALDRIAN, P., STURSOVÁ, M. Enzymes in forest soils. In SHUKLA, G., VARMA, A. **Soil Enzymology**, 2010. Não paginado.
- BATISTA, A. A. et al. **Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral**. In: BRANDÃO FILHO, J.U.T. et al. Comps. Hortaliças-fruto [online]. Maringá: Eduem, 2018, p.113-162.
- BENDING, G. D.; TURNER, M. K.; RAYNS, F.; MARX, M. C.; WOOD, M. Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management regimes. **Soil Biology and Biochemistry**, v.36, n.11, p.1785-1792, 2004.
- BISSANI, C.A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J.; CAMARGO, F.A.O. (eds). **Fertilidade dos solos e manejo da adubação das culturas**. Porto Alegre: Gênese, 2004. 328p.
- BOECHAT, C. L. et al. Industrial and urban organic wastes increase soil microbial activity and biomass. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v.36, n.5, p.1629-1636, 2012.
- CAPUANI, S. et al. Atividade microbiana em solos, influenciada por resíduos de algodão e torta de mamona. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.12, p.1269-1274, 2012.
- CARDOSO, E. J. B. N. et al. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.70, n.4, p.274-289, 2013.
- CARDOSO, E. L. et al. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Campina Grande, v. 44, n.6, p.631-637, 2009.

CARNEIRO, M. A. C. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n.1, p. 147-157, 2009.

CAZZOLATTO, E. G. **Quantificação da recuperação da amônia via torre de lavagem e borbulhamento de gases em processo de hidratação**. 2011. 42f. Trabalho de conclusão de curso (Química industrial)- Fundação Educacional do Município de Assis, Assis, 2011.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1381-1396, 2007.

COELHO, J. C. S. M. de M. **Utilização de resíduos orgânicos como corretivos do solo: Avaliação da atividade enzimática**. 2017. 53f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Instituto Superior de Agronomia de Lisboa, Lisboa, 2017.

COVA, A. M. W. **Efeitos da aplicação de resíduos industriais nas propriedades químicas e microbiológicas do solo**. 2012. 81f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)- Universidade Federal do Ceará, Ceará, 2012.

CUNHA, E. D. Q. et al. Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho: II - atributos biológicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 603-611, Viçosa, 2011.

DADALTO, J. P. et al. Sistema de preparo do solo e sua influência na atividade microbiana. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v.35, n.3, p.506-513, 2015.

DOS, SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF, 2018, 355p.

DUARTE, D. S. A. **Perdas de amônia por volatilização em solo tratado com ureia, na presença de resíduos culturais**. 2007. 66f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)- Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

FEITOZA, F. S., GASPAROTTO, A. M. S. Um estudo sobre a produção nacional de suco de laranja concentrado. **Interface Tecnológica**, v.17, n.1, p.625-634. 2020.

FINATTO, J. et al. A importância da utilização da adubação orgânica na agricultura. **Destques acadêmicos- Ciências, Engenharia e Inovação**, v.5, n.4, p.85-93, 2013.

FRANCISCON, S. **Microrganismos: Alternativas para a solubilização de fosfatos na agricultura**. 2013. 68f. Monografia (Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural Sustentável e Agricultura Familiar) - Universidade Federal da Fronteira Sul- Campus Cerro Largo, 2013.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A. et al. **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.159-168.

GATIBONI, L. C. Microbial biomass and soil fauna during the decomposition of cover crops in no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.35, p.1151-1158, 2011.

GREGORICH, E. G. et al. Towards a minimum data set to assess soil organic-matter quality in agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 74, n.4, p.367-385, 1994.

GUARESCHI, R.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no cerrado goiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 3, p.909-920, 2012.

GUERRERO, C. C. et al. Re-use of industrial orange wastes as organic Fertilizers. **Bioresource Technology**, v.35, n.1, p. 43-51, 1995.

INDÚSTRIA DE SUCOS DO ALTO URUGUAI. Liberato Salzano, 2021. Disponível em: <<https://isau.com.br/br/>>. Acesso em: 30 de Mai. 2021.

LAL, R. Soil quality impacts of residue removal for bioethanol production. **Soil & Tillage Research**, Columbus, v. 102, n.2, p.233-241, 2009.

LANNA, A. C. et al. Atividade de urease no solo com feijoeiro influenciada pela cobertura vegetal e sistemas de plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, n.6, p.1933-1939, 2010.

LAVELLE, P. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, v.27, p.93-132, 1997.

LISBOA, B. B. et al. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 1, p.33-44, 2012.

LOPES, C. et al. Adsorção de Cu e Zn num Latossolo Vermelho tratado com dejetos suínos. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 61, n. 6, p. 997-1005, 2014.

MANTOVANI, A. **Composição química de solos contaminados por cobre: formas, sorção e efeito no desenvolvimento de espécies vegetais**. 2009. 178f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

MOITA-NETO, J. M. **Estatística Multivariada na Pesquisa**, 2009. 13p.

MOREIRA, F. M. S., SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2.ed. Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006. 744p.

NOGUEIRA, M. A., HUNGRIA, M. **Indicadores microbiológicos da qualidade do solo**. In: REUNIÃO PARANAENSE DE CIÊNCIA DO SOLO. Londrina, p. 539-544, 2013.

PADILHA, K. de M. et al. Indicadores biológicos de dois solos com a incorporação de subproduto da agroindústria de café. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.1377-1386, 2014.

PARK, J. et al. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal (loid) contaminated soil. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 185, n.185. n.2-3, p.549-574, 2011.

PRADO, C. H. B. A. **Aquisição e uso dos nutrientes minerais da solução do solo**. São Carlos: Expressa, 2013. 188p.

RAVEN, P. H; RAY F. E.; SUSAN E. E. **Biologia Vegetal**. Traduzido Jane Elizabeth Kraus: revisão técnica Jane Elizabeth Kraus, Neuza Maria de Castro; tradução Ana Cláudia de Macêdo Vieira. et al., Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2007. 830p.

SAMPAIO, D. B.; ARAÚJO, A. S. F.; SANTOS, V. B. Avaliação de indicadores biológicos de qualidade do solo sob sistemas de cultivo convencional e orgânico de frutas. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 2, p. 353-359, 2008.

SANTOS, A. J. dos. **Utilização de resíduos oriundos da indústria de suco de laranja para a produção de adubo orgânico**. 2020. 52f. Trabalho de Conclusão de Curso (Química Industrial) - Fundação Educacional do Município de Assis, Assis, 2020.

SCHALLEMBERGER, J. B. et al. Efeito da Utilização da Cama de Aviário como Adubo Orgânico na Qualidade Química e Microbiológica do Solo. **Anuário do Instituto de Geociências-UFRJ**, v.42, n.1, p.580-592, 2019.

SCHOENHOLTZ, S. H.; MIEGROET, H. V., BURGER, J.A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v.138, n.1-3, p.335-356, 2000.

SILVA, D. M. et al. Indicadores Microbiológicos de Solo em Pastagem com Aplicação Sucessiva de Dejetos de Suínos. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa. v. 39, n. 6, p.1586-1594, 2015.

SILVA, E. E; AZEVEDO, P. H. S; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal e quociente metabólico do solo**. EMBRAPA, Seropédica/RJ, 2007.

SILVA, E. E; AZEVEDO, P. H. S; DE-POLLI, H. **Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo**. EMBRAPA, Seropédica/RJ, 2007.

SILVA, G. et al. Indicadores de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso na mesorregião do Agreste Paraibano. **Revista Caatinga**. Mossoró, v.28, n.3, p.25-35, 2015.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 275-374p.

SILVEIRA, A. de O. **Avaliação de metodologias para o monitoramento da qualidade do solo**. 2011. 87 f. Tese (Doutorado) - Curso de Agronomia, Departamento de Departamento de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS, 2011.

SINSABAUGH, R. L., HILL, B. H., FOLLSTAND, S. J. J. Ecoenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil and sediment. **Nature**, v. 462, n.7274, p.795-798, 2009.

SOUZA, H. A. de., NATALE, W., ROZANE, D. E. Avaliação agrônômica da aplicação do resíduo da indústria processadora de goiabas em pomar comercial de goiabeiras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, n.3, p.970-979, 2011.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Assay of urease activity in soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.4, p.479-487, 1972.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 170p.

TEJADA, M. et al. Application of two beet vinasse forms in soil restoration: Effects on soil properties in an arid environment in Southern Spain. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 119, n.3-4, p.289-298, 2007.

TIECHER, T. et al. **Evolução e estado da fertilidade do solo no Norte do Rio Grande do Sul e Sudoeste de Santa Catarina**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2016. 53p.

TORRES, J. L. R., PEREIRA, M. G. Dinâmica do potássio nos resíduos vegetais de plantas de cobertura no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.1609-1618, 2008.

VANLAUWE, B. et al. Integrated soil fertility management Operational definition and consequences for implementation and dissemination. **Outlook on Agriculture**, v.39, n.1, p.17-24, 2010.

VIEIRA, G. D., CASTILHOS, D. D., CASTILHOS, R. M. V. Atributos microbianos do solo após a adição de lodo anaeróbico da estação de tratamento de efluentes de parboilização do arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35, n.2, p.543-550, 2011.

VINHAL-FREITAS, I. C. et al. Adsorção e dessorção de metais no solo e coeficiente de isotermas de Freundlich e Langmuir. **Revista Agropecuária Técnica**, Areia, v. 31, n. 2, p. 153-163, 2010.

WERMUTH, C. **Efeito da aplicação de resíduo ruminal bovino com cinzas na fertilidade do solo**. 2019. 28f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Agronomia) - Faculdade da Amazônia, Vilhena, 2019.

WUADEN, C. R. **Estoques e frações de carbono e nitrogênio do solo sob adubação orgânica e sistemas de preparo**. 2018. 94f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Lages, 2018.

YAMADA, T. **Manual internacional de fertilidade do solo**. Tradução e adaptação de Alfred Scheid Lopes. 2. ed. rev. e aum. Piracicaba: POTAFOS, 1998.

CAPÍTULO 2 – EFEITO DE DOSES DE COBRE EM *Psidium guajava* L. COM ADIÇÃO DE BAGAÇO DE LARANJA

RESUMO

Com o desenvolvimento da citricultura no Brasil, houve também o surgimento das indústrias de processamento da fruta, porém, esta atividade industrial gera grandes quantidades de resíduo, sendo seu principal destino a alimentação animal, por outro lado, o bagaço de laranja é um resíduo orgânico e quando incorporado ao solo promove melhorias em sua qualidade, como por exemplo, o aumento de matéria orgânica que possibilita a complexação de metais, como o cobre, reduzindo seus efeitos tóxicos às plantas quando em altas concentrações. O objetivo deste trabalho foi avaliar a tolerância da espécie *Psidium guajava* (goiabeira) em solo contaminado com diferentes concentrações de cobre e aplicação de diferentes doses de bagaço de laranja. Os tratamentos consistiram de 3 doses de resíduo (bagaço de laranja) incorporado ao solo (0, 25 e 50%) (v/v) formando um composto, posteriormente contaminados com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto). O experimento foi conduzido em vasos, com os tratamentos e as mudas transplantadas mantidos em casa de vegetação por aproximadamente 100 dias, e após esse período foram realizadas as análises de: massa seca de órgãos, teor de cobre no composto e nos tecidos, cobre acumulado nos tecidos, índice de tolerância, fator de bioacumulação e bioconcentração. A contaminação do composto com cobre promoveu acréscimos nos teores de cobre total do composto, sendo que a dose de 50% de resíduo apresentou valores superiores. O cobre interferiu no desenvolvimento da goiabeira, promovendo decréscimos na massa seca (raízes, parte aérea e total) nas concentrações de 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto, assim como a dose de 50% de bagaço. A contaminação por cobre também elevou os teores de cobre acumulado nas raízes, na parte aérea e cobre acumulado total, e a adição de resíduo (25 e 50%) promoveu reduções nos teores de cobre acumulado nas raízes e total, e na parte aérea, a dose de 25% de resíduo promoveu aumento nos teores de cobre acumulado em comparação às demais doses. O índice de translocação foi reduzido com o aumento do cobre adicionado ao composto e apresentou menores valores na dose 0% de resíduo. O fator de bioconcentração e bioacumulação mostraram-se baixos, indicando baixa eficiência da goiabeira em translocar cobre. A adição do resíduo na dose de 50% e as concentrações de 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto promoveram reduções na qualidade das mudas de *Psidium guajava*, verificada através de decréscimos de massa seca e os fatores de bioconcentração e bioacumulação indicaram que a goiabeira não é uma planta viável para fitorremediação nas condições testadas.

Palavras-chaves: Resíduo orgânico. Índice de tolerância. Fitorremediação.

CHAPTER 2 - EFFECT OF COPPER DOSES ON *Psidium guajava* L. WITH ADDITION OF ORANGE BAGASSE

ABSTRACT

With the development of citriculture in Brazil, there was also the emergence of fruit processing industries, however, this industrial activity generates large amounts of waste, and its main destination is animal feed, on the other hand, the orange bagasse is an organic residue and when incorporated into the soil it promotes improvements in its quality, such as the increase in organic matter that enables the complexation of metals such as copper, reducing its toxic effects on plants when in high concentrations. The objective of this work was to evaluate the tolerance of *Psidium guajava* (guava tree) in soil contaminated with different concentrations of copper and application of different doses of orange bagasse. The treatments consisted of 3 doses of residue (orange bagasse) incorporated into the soil (0, 25 and 50%) (v/v) forming a compost, later contaminated with different concentrations of copper (0, 50, 100, 200 and 400 mg Cu.Kg⁻¹ of compost). The experiment was conducted in pots, with the treatments and the transplanted seedlings collected in a greenhouse for approximately 100 days, and after this period they were analyzed as analysis of: organ dry mass, copper content in the compost and tissues, accumulated copper in the tissues, index of tolerance, bioaccumulation factor and bioconcentration. The contamination of the compost with copper promoted increases in the total copper contents of the compost, and the dose of 50% of residue presented higher values. Copper interfered in the development of guava tree, promoting decreases in dry mass (roots, aerial part and total) at concentrations of 200 and 400 mg Cu.Kg⁻¹ of compost, as well as at a dose of 50% of bagasse. Copper contamination also increased the levels of copper accumulated in the roots, in the aerial part and in the total accumulated copper, and the addition of residue (25 and 50%) promoted reductions in the contents of accumulated copper in the roots and total, and the aerial part, the dose of 25% of residue promoted an increase in the accumulated copper contents compared to the other doses. The translocation index was reduced with the increase of copper added to the compost and showed lower values at the 0% residue dose. The bioconcentration factor and bioaccumulation were low, indicating low efficiency of guava tree in translocating copper. The addition of residue at a dose of 50% and concentrations of 200 and 400 mg Cu.Kg⁻¹ of compost promoted reductions in the quality of *Psidium guajava* seedlings, verified through decreases in dry mass and the bioconcentration and bioaccumulation factors indicated that guava tree is not a viable plant for phytoremediation under the conditions tested.

Keywords: Organic waste. Tolerance index. Phytoremediation.

1 INTRODUÇÃO

Com o desenvolvimento da citricultura no Brasil, houve um grande aumento na produção de frutas como a laranja, possibilitando o surgimento de indústrias de processamento da fruta, porém, de acordo com Silva et al. (2016), estas geram elevadas quantidades de resíduos resultantes do esmagamento dos frutos, e seu principal destino é a suplementação animal ou armazenamento em lixões. Este tipo de destinação pode causar problemas ambientais e de saúde pública, além disso, a fermentação atrai insetos, roedores e promove mau cheiro, uma vez que estes resíduos representam inúmeras toneladas, sendo de interesse social, econômico e tecnológico a busca por estratégias que venham agregar valores a estes subprodutos.

O bagaço de laranja é um resíduo orgânico e quando incorporado ao solo provoca aumento deste material, e como hoje preconiza-se que sejam utilizadas práticas que objetivam a melhoria da qualidade do solo, com a finalidade de elevar os teores de matéria orgânica, através da adubação orgânica por resíduos de origem animal ou agroindustrial (MORAL et al., 2005), a utilização deste resíduo seria uma alternativa viável.

A adubação orgânica assegura a disponibilidade de nutrientes, promove a ciclagem de nutrientes dos resíduos, reduz as perdas dos mesmos por volatilização, erosão e lixiviação (GOEDERT; OLIVEIRA, 2007). Dentre estes e outros efeitos positivos da matéria orgânica ao solo também vale destacar, segundo Silva e Mendonça (2007), que ocorre melhorias do poder tampão do solo, deixando o pH estável, aumentando a CTC, melhorando a estrutura do solo, possibilitando a complexação de metais, além de ser essencial no desenvolvimento das plantas e microrganismos, reduzindo os efeitos tóxicos dos metais pesados, aumentando a capacidade do solo de armazenar água, entre outros (FAO, 2006).

Alguns metais como o cobre e o zinco são considerados elementos essenciais para as plantas e animais, porém quando se encontram em concentrações elevadas segundo Ferreira et al. (2016), podem desencadear diversos danos morfológicos e fisiológicos nos vegetais, comprometendo seu desenvolvimento.

Geralmente metais ocorrem de forma natural no solo (HUGEN et al., 2013), porém, a contaminação por metais está cada vez mais frequente, devido ao avanço da urbanização e da industrialização. A inserção dos metais no solo ocorre através do descarte indevido de resíduos, seja urbano, agrícola ou industrial, ou através de insumos agrícolas e aplicações de fungicidas, como por exemplo, a calda bordalesa composta por sulfato de cobre (AREND, 2010), agricultura, mineração, eliminação de resíduos, entre outros (YRUELA, 2005).

A disponibilidade do cobre pode ser avaliada de forma eficiente através de experimentos com plantas, nos quais é possível estabelecer as quantidades de cobre no solo que são consideradas limites para a toxidez em diferentes espécies, sendo que vários parâmetros devem ser utilizados para avaliar a toxicidade do cobre, como a biomassa e as taxas de crescimento da parte aérea e das raízes (MANTOVANI, 2009).

Nos últimos anos, vários estudos vêm sendo desenvolvidos sobre os efeitos de metais como o Cu e o Zn às plantas, pelo fato de serem micronutrientes para o desenvolvimento das mesmas, porém, em elevadas concentrações, podem causar efeitos de toxicidade às plantas (ZAMPIERI, 2010).

Este segundo capítulo tem por objetivo avaliar a tolerância da espécie *Psidium guajava* (goiabeira) em solo contaminado com diferentes concentrações de cobre e aplicação de doses de bagaço de laranja.

2 METODOLOGIA

2.1 CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS

O solo utilizado foi coletado em uma área erodida (profundidade de 0-20 cm) na Universidade Federal de Santa Maria *campus* Frederico Westphalen, estado do Rio Grande do Sul, e classificado como Latossolo Vermelho (Dos SANTOS, et al., 2018), sendo posteriormente seco e peneirado em malha de 4 mm para retirada de frações mais grosseiras.

O resíduo de laranja foi coletado imediatamente após a extração do suco e do óleo da laranja, na Indústria de Suco do Alto Uruguai – ISAU, localizada no município de Liberato Salzano, estado do Rio Grande do Sul. O resíduo foi seco em condições ambientes, triturado em moinho forrageiro (peneira de 1 cm) e aplicado ao solo em doses de 0, 25 e 50% v/v. Este composto foi acondicionado em vasos plásticos de polietileno (4,5 L) com sacos plásticos em seu interior sendo mantido em sistema fechado para que não houvesse perdas por lixiviação.

O composto foi umedecido e homogeneizado periodicamente por um período de 120 dias, até a degradação parcial do resíduo, após este período, fez-se a contaminação do composto com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg.Kg⁻¹ de composto), sendo periodicamente homogeneizado e permanecendo em casa de vegetação climatizada com temperatura (± 25 °C) e umidade ($\pm 70\%$) controladas por 30 dias, mantendo-se a capacidade de campo em 75%.

Após o tempo de estabilização do cobre no composto, foi efetuado o transplântio das mudas de goiabeira (*Psidium guajava* L.) com 1 ano de idade, doadas pelo Viveiro Florestal do Departamento de Engenharia Florestal da UFSM/FW. A espécie foi escolhida por ser nativa e em decorrência de ser uma planta pioneira, e apresentar rápido desenvolvimento (LORENZI, 2002). Inicialmente cada muda recebeu cerca de 250 mL de água, porém, após alguns dias os vasos com maior dose de resíduo passaram a apresentar acúmulo de água, desta forma, foi necessário reduzir a quantidade de água nesses tratamentos para 50 mL.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em esquema fatorial 3x5, com 4 repetições, sendo 3 doses de resíduo adicionado ao solo na composição de um composto (solo: resíduo, v/v) e 5 concentrações de cobre que consistiram de: 0% de resíduo + 100% de solo contaminado com 0, 50, 100, 200, 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto; 25% de resíduo + 75% de solo contaminado com 0, 50, 100, 200, 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto e 50% de resíduo + 50% de solo contaminado com 0, 50, 100, 200, 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto.

2.2 ANÁLISES REALIZADAS

2.2.1 Massa seca, teor de cobre no composto e nos tecidos

As mudas foram mantidas em casa de vegetação por aproximadamente 100 dias, e após esse período foram separadas do composto manualmente e os órgãos (parte aérea e raízes) coletados separadamente e colocados em sacos de papel. As raízes foram lavadas em água corrente até se retirar o excesso de composto e posteriormente passaram por uma lavagem com EDTA 0,02 mol.L⁻¹ para retirar o excesso de metal adsorvido nas raízes. Os órgãos foram então secos a 60 °C em estufa de ar forçado até massa constante.

Após a retirada das plantas, as amostras do composto (solo+resíduo) de cada vaso foram coletadas depois de realizada a homogeneização do composto e secas em estufa de ar forçado a 60 °C por 3 dias.

A massa seca das raízes (MSRaízes) e a massa seca da parte aérea (MSPA) foram determinadas através de balança de precisão (g.planta⁻¹) e a massa seca total (MST) se deu através da soma da massa seca das raízes e a massa seca da parte aérea:

$$MST = MSRaízes + MSPA \quad (1)$$

As amostras de parte aérea e raízes foram então trituradas com auxílio de moinho de facas, enquanto o composto foi macerado em cadinho para obtenção de um pó fino, necessário para confecção de pastilhas por meio de prensa hidráulica. A determinação do teor de cobre total no composto, teor de cobre na parte aérea e nas raízes da goiabeira foram realizadas no Laboratório de Análise e Pesquisas Químicas da Universidade Federal de Santa Maria, *campus* Frederico Westphalen/RS, por meio de um espectrômetro de fluorescência de raio-X por energia dispersa, EDX-720 (WASTOWSKI et al., 2010).

2.2.2 Cobre acumulado nos tecidos, índice de tolerância, fator de bioacumulação e bioconcentração

Com base no teor de cobre quantificado no solo, na parte aérea e nas raízes das plantas, e na produção de massa seca, foram calculadas as quantidades de cobre acumulado nas raízes e na parte aérea, pela seguinte fórmula:

$$\text{CuA} = \text{C} \times \text{MS}/1000 \quad (2)$$

onde:

CuA: cobre acumulado em mg.vaso⁻¹;

C: concentração de Cu no órgão da planta em mg.Kg⁻¹;

MS: massa seca do órgão produzida por vaso, em gramas.

O índice de translocação (IT) do cobre representa a porcentagem de cobre acumulado total (CuATotal) que passou para a parte aérea da planta (CuAPA) (ABICHEQUER; BOHNEN, 1998):

$$\text{IT}(\%) = ((\text{CuAPA})/\text{CuATotal}) \times 100 \quad (3)$$

O fator de bioconcentração (FBioc) define a quantidade de cobre no solo que passou para as raízes, sendo a relação entre o teor de cobre das raízes (mg Kg⁻¹) e o teor de cobre no solo (mg Kg⁻¹) (YOON et al., 2006):

$$\text{FBioc} = (\text{CuRaízes}/\text{CuSolo}) \quad (4)$$

O fator de bioacumulação (FBioa) define o quanto de cobre foi transferido do solo para a parte aérea, e é definido pela relação entre o teor de cobre na parte aérea (mg Kg⁻¹) e o teor de cobre do solo (mg Kg⁻¹) (YOON et al., 2006):

$$\text{FBioa} = (\text{CuPA}/\text{CuSolo}) \quad (5)$$

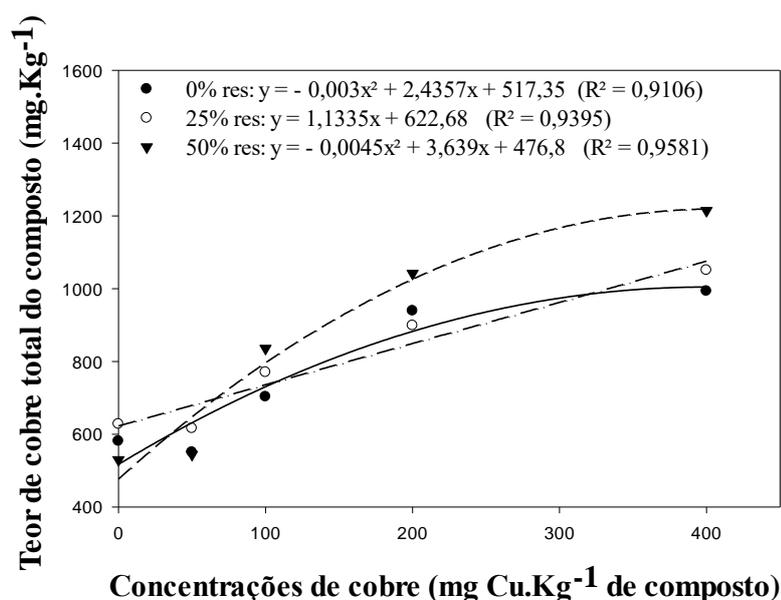
2.2.3 Análise dos dados

Os dados foram submetidos à análise de variância com o software SISVAR 5.7 (FERREIRA, 2011) e quando significativa à interação entre as fontes de variação doses de resíduo e concentrações de cobre, as médias do primeiro fator foram comparadas através de teste Tukey ($\alpha=0,05$), enquanto as médias do segundo fator ajustadas por regressões polinomiais.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O teor de cobre total presente no composto apresentou interação significativa entre as fontes de variação concentrações de cobre e doses de resíduo aplicado. Nas doses de 0% e 50% de resíduo adicionado ao solo pode-se observar ajuste quadrático dos dados, enquanto que para a dose de 25% de resíduo obteve-se ajuste linear dos dados (Figura 1).

Figura 1 – Teor de cobre do composto (solo+resíduo) com aplicação de diferentes doses de resíduo (0, 25 e 50% de bagaço de laranja) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)



0% res: 0% de resíduo, 25% res: 25% de resíduo, 50% res: 50% de resíduo. Fonte: autora (2021).

Os teores de cobre total no composto foram maiores na dose de 50% de resíduo adicionado ao solo quando comparado com as demais doses utilizadas (0% e 25%), principalmente nas maiores concentrações de cobre adicionadas ao solo, ocorrendo acréscimos no teor de cobre do composto conforme o aumento da contaminação pelo metal. Quando comparado o tratamento com a maior concentração de cobre (400 mg Cu.Kg⁻¹) com o tratamento sem contaminação (0 mg Cu.Kg⁻¹) na dose de 50% de resíduo adicionado, verifica-se um aumento de aproximadamente 13 vezes na concentração de cobre do composto.

Considerando a dose de 0% e 25% de resíduo adicionado ao solo, observa-se que o teor de cobre total do composto também aumentou conforme a contaminação pelo metal, apresentando acréscimos de 70,1% e 67,4% no teor de cobre total respectivamente, quando

comparado a maior concentração de cobre ($400 \text{ mg Cu.Kg}^{-1}$) com a menor concentração (0 mg Cu.Kg^{-1}).

Os organismos que estão em exposição excessiva de cobre no solo, como por exemplo, as videiras (plantas expostas a altas concentrações de cobre devido à cultura), acabam sendo afetadas de forma negativa, e seu desenvolvimento se torna limitado (AMBROSINI et al., 2015). Geralmente as plantas necessitam de cobre para sua sobrevivência, porém este elemento deve permanecer em níveis baixos (YRUELA, 2005) para não causar danos por toxicidade.

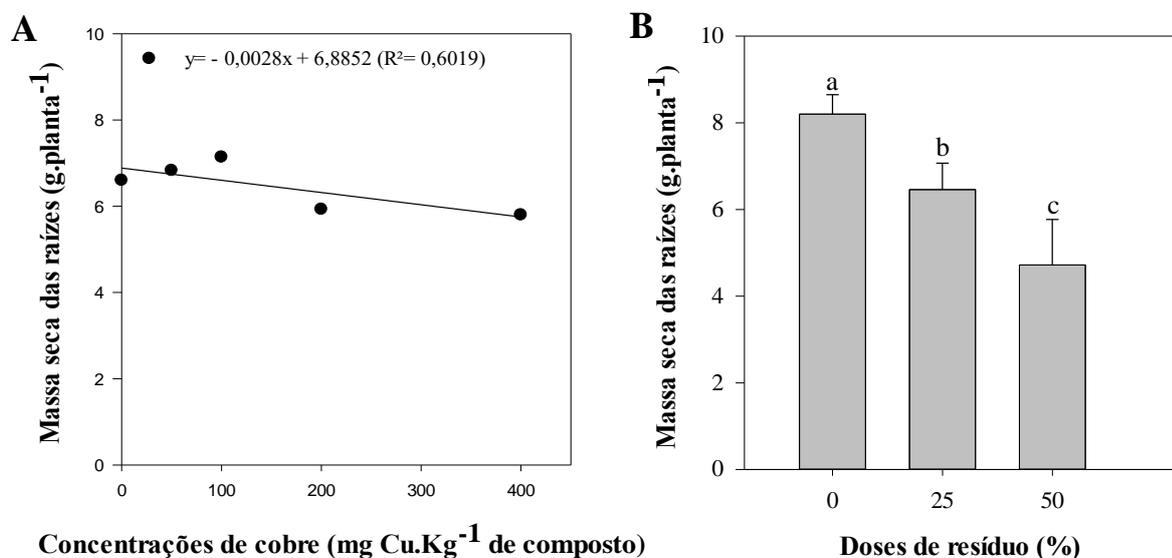
De acordo com Costa, Silva e Ribeiro (2013), os resíduos orgânicos presentes no solo, tanto de origem animal ou vegetal consistem nas principais fontes de deposição de materiais orgânicos no solo. Segundo Arend (2010), os compostos orgânicos presentes no solo podem interagir com os íons metálicos formando complexos mais estáveis, sendo assim, a matéria orgânica presente no solo é a principal responsável pela retenção dos metais do mesmo, indicando que a fração orgânica possui grande afinidade pelos cátions (CAMARGO, 2006), pois a matéria orgânica possui carga negativa e capacidade de formar quelatos orgânicos, desta forma promove a elevação nos teores de cobre complexados na forma orgânica insolúvel, permanecendo indisponível no solo não sendo absorvido pelas plantas (BERTONCINI; MATTIAZZO, 1999).

Neste estudo, cada dose de bagaço adicionada ao solo interagiu de forma distinta com o cobre, com maiores valores de cobre encontrados no composto com adição de 50% de resíduo, enquanto que os tratamentos com as doses de 0% e 25% de resíduo de laranja obtiveram valores inferiores do metal. Esta resposta pode estar relacionada ao teor de matéria orgânica introduzida no solo, pois, com a degradação do resíduo, pode ter ocorrido a liberação do cobre retido inicialmente no resíduo em um volume reduzido de solo, o que causou um efeito de concentração do metal.

Para os dados de massa seca de raízes da goiabeira não houve interação entre as fontes de variação avaliadas (doses de resíduo e concentrações de cobre), sendo que se verificou ajuste linear dos dados, indicando que o aumento na concentração de cobre provocou reduções na massa seca de raízes (Figura 2A). Quando comparado o tratamento sem cobre (0 mg Cu.Kg^{-1} de composto) com a maior contaminação por cobre ($400 \text{ mg Cu.Kg}^{-1}$ de composto), observa-se um decréscimo de 12% na massa seca das raízes.

Como observado na Figura 2B, a massa seca das raízes da goiabeira nas três doses de resíduo utilizadas diferiram entre si, com maior valor encontrado na menor dose de resíduo aplicada enquanto o menor valor se deu na maior dose de resíduo (50%).

Figura 2 - Massa seca das raízes de goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)



Teste de Tukey. Barras seguidas de letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre doses de resíduo, com $\alpha=0,05\%$. Fonte: autora (2021).

A massa seca das raízes reduziu conforme a adição crescente de cobre, indicando que altos teores de cobre no solo causam danos no desenvolvimento das plantas, interferindo no crescimento das raízes e, por consequência, na massa seca. De acordo com Ambrosini et al. (2015), os sintomas de toxidez variam de espécie para espécie, no entanto, geralmente são observado reduções no crescimento das raízes, apresentando ramificações anormais, coloração mais escura e redução no alongamento das raízes, enquanto que em solos onde as concentrações de cobre são baixas, o ápice das raízes são bem definidos.

Segundo Tiecher et al. (2017), altas concentrações de cobre nas plantas são geralmente apontadas como responsáveis por modificações morfológicas do sistema radicular. O cobre pode se tornar extremamente tóxico em altas concentrações, causando sintomas como clorose e necrose, nanismo e inibição do crescimento das raízes (YRUELA, 2005).

O cobre que é absorvido pelas raízes é translocado de forma lenta para a parte aérea da planta, desta forma, acumula-se mais cobre nas raízes, podendo exercer efeitos negativos para a planta (BOCHICCHIO et al., 2015). Alterações na morfologia das raízes podem reduzir a absorção de nutrientes e água, provocando inibição do crescimento e redução da biomassa das raízes e da parte aérea (KOPITTKKE et al., 2009), o que pôde ser observado no presente estudo.

Em relação à dose de resíduo utilizado, percebe-se que a adição de bagaço interferiu de forma negativa na massa seca de raízes, quando comparado com o tratamento sem adição de resíduo (apenas solo), fator este relacionado à retenção de umidade pela matéria orgânica. O composto orgânico é um excelente condicionador para o solo, sendo capaz de proporcionar melhorias nas propriedades físicas do solo, aumentando a capacidade de retenção de água (FEBRER, 2002). No entanto, o excesso de água retida, poderá desencadear problemas de acúmulo de CO_2 e redução na aeração das raízes (SUGUINO, 2006) dificultando o desenvolvimento das mesmas.

Com isso, pressupõe-se que o desenvolvimento das raízes foi reduzido pelo excesso de umidade no tratamento com 50% de resíduo, em razão também do ambiente controlado em que as mudas cresceram, com umidade relativa próxima de 70%.

Para os dados de massa seca da parte aérea não houve interação entre as fontes de variação (doses de resíduo e concentrações de cobre), verificando-se ajuste linear dos dados, indicando que houve redução na massa seca da parte aérea à medida que a concentração de cobre no composto foi aumentada (Figura 3A).

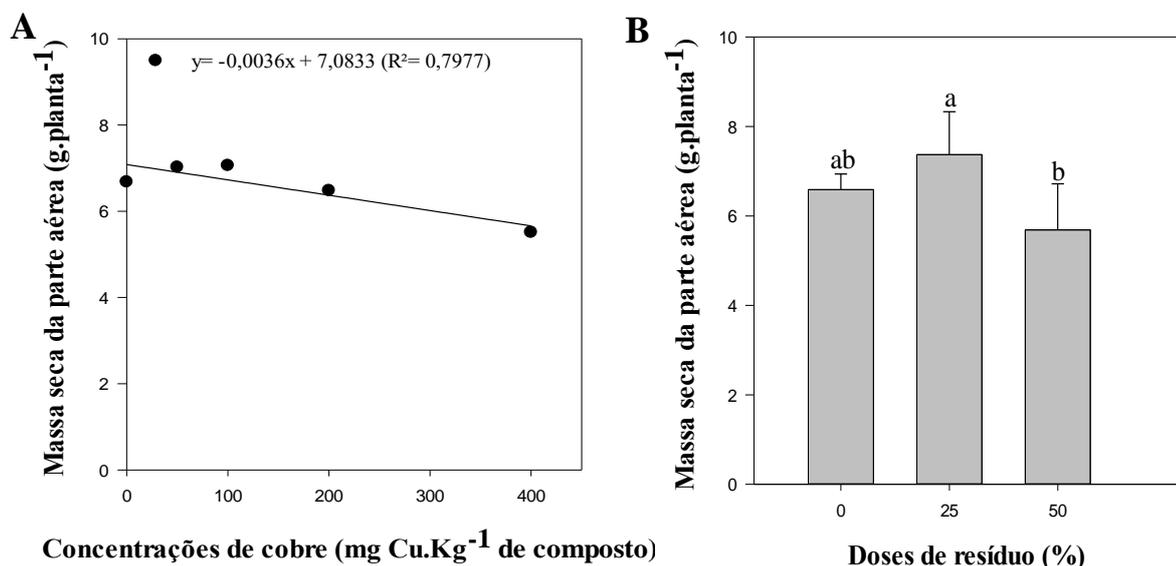
Conforme visto na Figura 3B, a massa seca da parte aérea diferiu significativamente apenas entre as doses 25 e 50%, apresentando uma redução de 22,8% nesta última em relação à primeira.

O cobre é um micronutriente existente no solo, responsável pelo desenvolvimento das plantas, sendo que em quantidades reduzidas pode provocar deficiência no desenvolvimento das mesmas (MALAVOLTA, 2006), e em casos onde ocorre excesso do elemento poderá haver severas alterações no crescimento, processos fisiológicos e bioquímicos das plantas (FERNANDES; HENRIQUES, 1991). De acordo com Ambrosini et al. (2015), a massa seca da parte aérea da planta é reduzida com a elevação dos teores de cobre. Em trabalho desenvolvido por Seidel, Costa e Lana (2009), no qual expuseram o milho à concentrações crescentes de cobre, observaram que a maioria das plantas apresentaram efeitos deletérios em seu crescimento quando cultivadas em ambientes com excesso de cobre, reduzindo a produção de massa seca da parte aérea.

Neste estudo percebe-se que os teores naturais de cobre no solo e a adição de até 100 mg.Kg^{-1} de composto não afetaram o crescimento da parte aérea e a massa seca, estando esse fator relacionado à translocação do cobre à parte aérea, que foi reduzida. A partir de 200 mg de cobre por Kg^{-1} de composto e, principalmente, na maior concentração de cobre (400 mg.Kg^{-1} de composto) houve redução significativa da parte aérea, o que segundo Arend

(2010), é devido a uma maior absorção do metal do que a quantidade necessária para o desenvolvimento da planta.

Figura 3 - Massa seca da parte aérea da goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)



Teste de Tukey. Barras seguidas de letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre doses de resíduo, com $\alpha=0,05\%$. Fonte: autora (2021).

Em relação à adição de resíduo ao solo, observa-se que na dose de 25% houve uma elevação na massa seca da parte aérea, fator este que pode estar relacionado à interferência da matéria orgânica nas propriedades físicas, como melhorias na estrutura do solo, melhorias na aeração, densidade aparente e retenção de umidade, além da interferência da matéria orgânica nas propriedades químicas do solo, como a disponibilidade de nutrientes (CANELLAS; SANTOS; AMARAL SOBRINHO, 2008).

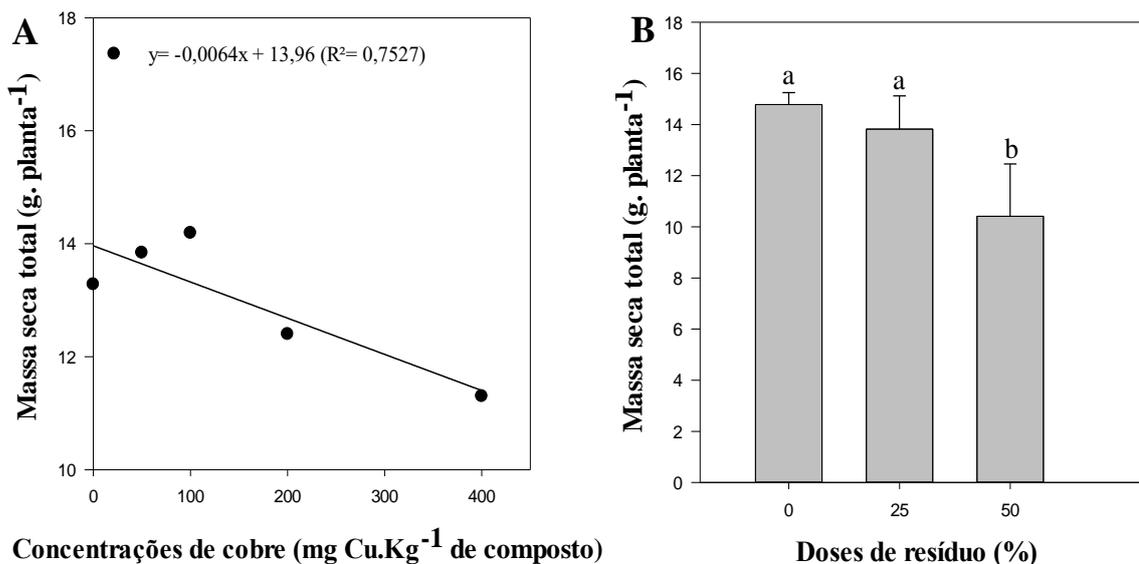
Na maior dose de resíduo adicionado ao solo (50%) era esperado acréscimos na massa seca da parte aérea, porém a resposta foi antagônica, fato relacionado possivelmente ao bagaço desencadear uma maior retenção de umidade no composto, dificultando assim o desenvolvimento das raízes e por consequência da parte aérea.

Quando realizada a análise de variância, os dados de massa seca total não apresentaram interação entre as fontes de variação (doses de resíduo e concentrações de cobre), verificando-se ajuste linear dos dados, com redução na massa seca total à medida em que se aumentou a concentração de cobre no composto (Figura 4A). Quando comparado o

tratamento sem contaminação (0 mg Cu.Kg⁻¹ de composto) com o tratamento com 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto obteve-se redução de 15% na massa seca total.

Como observado na Figura 4B, a massa seca total não diferiu entre as doses 0 e 25% de resíduo, diferindo apenas entre estas e a dose 50%, com menor valor nesta última, com uma redução média de 27,2% em relação aos demais tratamentos.

Figura 4 - Massa seca total da goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)



Teste de Tukey. Barras seguidas de letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre doses de resíduo, com $\alpha=0,05\%$. Fonte: autora (2021).

Como a massa seca total é o somatório da massa seca das raízes e da massa seca da parte aérea, é evidente a redução nesta variável à medida que a concentração de cobre foi acrescida no composto, provocando desequilíbrios no desenvolvimento da planta, pois como visto anteriormente, o excesso de cobre causa efeitos deletérios às plantas.

Segundo Yruela (2005), as plantas cultivadas em locais com alta presença de cobre, normalmente apresentam reduções na biomassa, e segundo Chaves et al. (2010), que avaliaram pinhão-manso sob doses crescentes de cobre, também observaram reduções na massa seca total da planta, confirmando o efeito observado do cobre no presente trabalho sobre a goiabeira.

Em estudo de Mantovani (2009), em que submeteu-se o milho a doses crescentes de cobre, foi constatado que as raízes e as folhas apresentaram maior produção de massa seca até

100 mg Cu.Kg⁻¹ de solo, a partir de 200 mg Cu.Kg⁻¹ de solo houve redução significativa da massa seca, estando esta resposta relacionada ao menor teor inicial de cobre neste solo, pois se trata de um elemento essencial para o desenvolvimento das plantas, estando relacionado a diversos processos fisiológicos e bioquímicos das plantas (HAQUE; ADUAYI; SIBANDA, 1993), por outro lado, quando ocorre excesso de cobre, os efeitos morfológicos observados são má formação dos tecidos das raízes, alterando assim o crescimento e o desenvolvimento de outras partes da planta, como a parte aérea (MANTOVANI, 2009).

Em relação às doses de resíduo, as raízes se apresentaram mais desenvolvidas em solo com menores doses de bagaço, como observado anteriormente na Figura 2B e a massa seca da parte aérea também se desenvolveu mais nas doses reduzidas de resíduo aplicado ao solo (0% e 25%) (Figura 3B) do que na dose de 50% de resíduo, indicando que esta última não foi benéfica para o desenvolvimento das plantas, podendo esse ser atribuído ao excesso de umidade acumulada nos vasos.

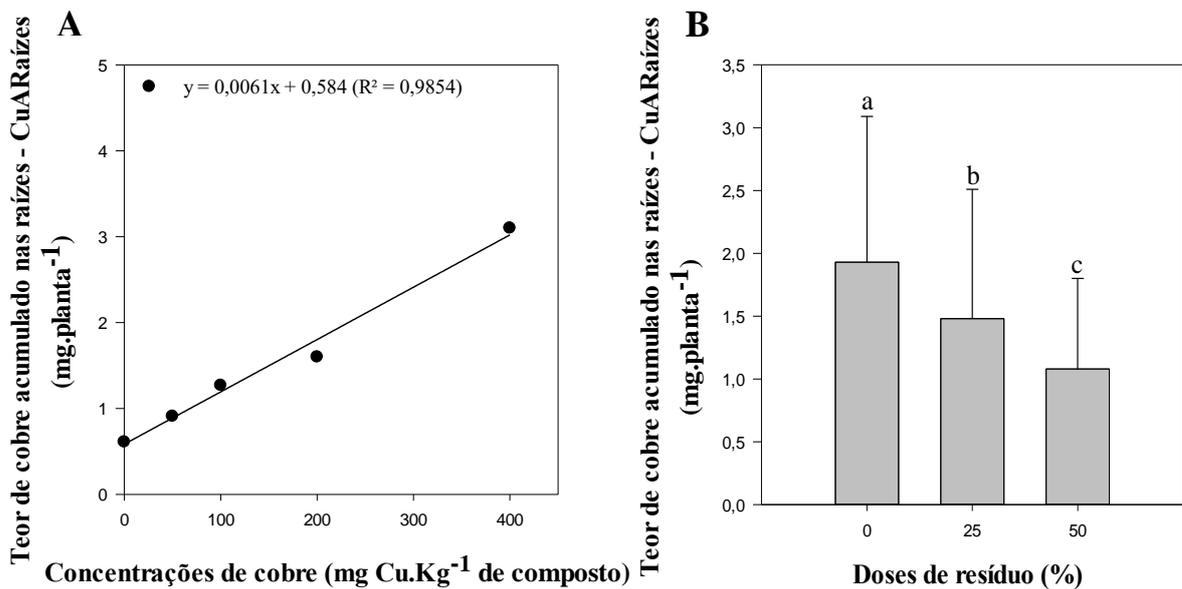
Após realizada a análise de variância, verificou-se que os teores de cobre acumulado nas raízes (CuAR) da goiabeira não apresentaram interação entre as fontes de variação (doses de resíduo e concentrações de cobre). No entanto, houve ajuste linear dos dados para as concentrações de cobre, indicando que a crescente contaminação por cobre do composto levou a acréscimos nos teores de cobre acumulado nas raízes (Figura 5A). Comparando-se o teor de CuAR no maior nível de contaminação (400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto) com o tratamento sem contaminação (0 mg Cu.Kg⁻¹ de composto), observa-se que houve um aumento de 408% no teor de cobre acumulado nas raízes (Figura 5A).

Conforme a Figura 5B, os teores CuAR das plantas, nas 3 doses de resíduo aplicado ao solo diferiram estatisticamente entre si, com maior valor verificado no tratamento sem adição de resíduo (100% solo) e, menor valor observado no tratamento com adição de 50% de resíduo.

Com a elevação nos teores de cobre no solo através da contaminação por cobre, o teor acumulado do metal nas raízes da goiabeira tornou-se visivelmente elevado (Figura 5A), este fator também foi observado em solos com cultivo de videiras, no qual a planta apresentou maiores teores de cobre em suas raízes (TIECHER et al., 2017). Além da videira, Arduini, Godbold e Onnis (1995), observaram acréscimos nos teores de cobre nas raízes de pinus, o qual apresentou alterações nas características das raízes, promovendo redução no alongamento das raízes na presença de cobre, assim como Seidel, Costa e Lana (2009), verificaram que solo contaminado por cobre aumentou os teores de cobre nas raízes do milho. Em geral, o aumento do teor de matéria orgânica no solo auxilia a reter o metal, pois este se

complexa com a matéria orgânica (CAMARGO, 2006), reduzindo os efeitos tóxicos quando o metal se apresenta em excesso.

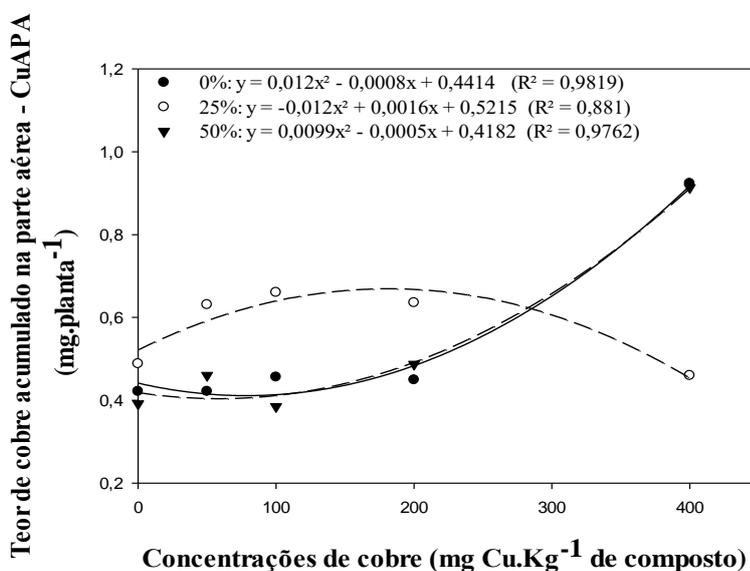
Figura 5 - Teor de cobre acumulado nas raízes (CuAR) da goiabeira crescidas em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)



Teste de Tukey. Barras seguidas de letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre doses de resíduo, com $\alpha=0,05\%$. Fonte: autora (2021).

Para os dados de teores de cobre acumulado na parte aérea (CuAPA) da goiabeira houve interação entre as fontes de variação (doses de resíduo adicionado ao solo e concentrações de cobre) quando realizada a análise de variância. Nas doses de 0, 25 e 50% de resíduo adicionado ao solo pode-se observar ajuste quadrático dos dados para CuAPA (Figura 6), com ponto de mínimo em 76 mg Cu.Kg⁻¹ de composto e 52 mg Cu.Kg⁻¹ de composto para 0 e 50% de resíduo respectivamente, e a dose de 25% de resíduo adicionado ao solo apresentou ponto de máximo na concentração de 180 mg Cu.Kg⁻¹ de composto.

Figura 6 - Teor de cobre acumulado na parte aérea (CuAPA) da goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)



0% res: 0% de resíduo, 25% res: 25% de resíduo, 50% res: 50% de resíduo. Fonte: autora (2021).

O tratamento com 25% de resíduo adicionado ao solo apresentou os maiores teores de cobre acumulado na parte aérea em relação às demais doses de resíduo (0 e 50%), com exceção apenas para a maior concentração de cobre (400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto), ocorrendo acréscimo de cobre na parte aérea à medida que se aumentou a contaminação pelo metal até a concentração de 100 mg Cu.Kg⁻¹ de composto, e posteriormente havendo redução do CuAPA de cerca de 6,2% na maior concentração de cobre (400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto), em comparação ao tratamento sem cobre (0 mg Cu.Kg⁻¹ de composto) (Figura 6).

Os tratamentos com 0% e 50% de resíduo aplicado no solo apresentaram resposta semelhante, com acréscimos de 12 e 13 vezes nos teores de cobre acumulado na parte aérea respectivamente, quando comparado o tratamento sem cobre e o tratamento com 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto (Figura 6).

De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), a maioria das espécies podem acumular cobre principalmente nas raízes, pois segundo Lavado, Porcelli e Alvarez (2001), as raízes das plantas apresentam maiores teores de cobre em relação às folhas, fato este relacionado à baixa translocação do cobre das raízes para a parte aérea. Em estudos de Seidel, Costa e Lana (2009), com milho, os autores utilizaram doses de matéria orgânica e diferentes

doses de contaminação por cobre, foi também observado maiores teores de cobre nas raízes do que na parte aérea.

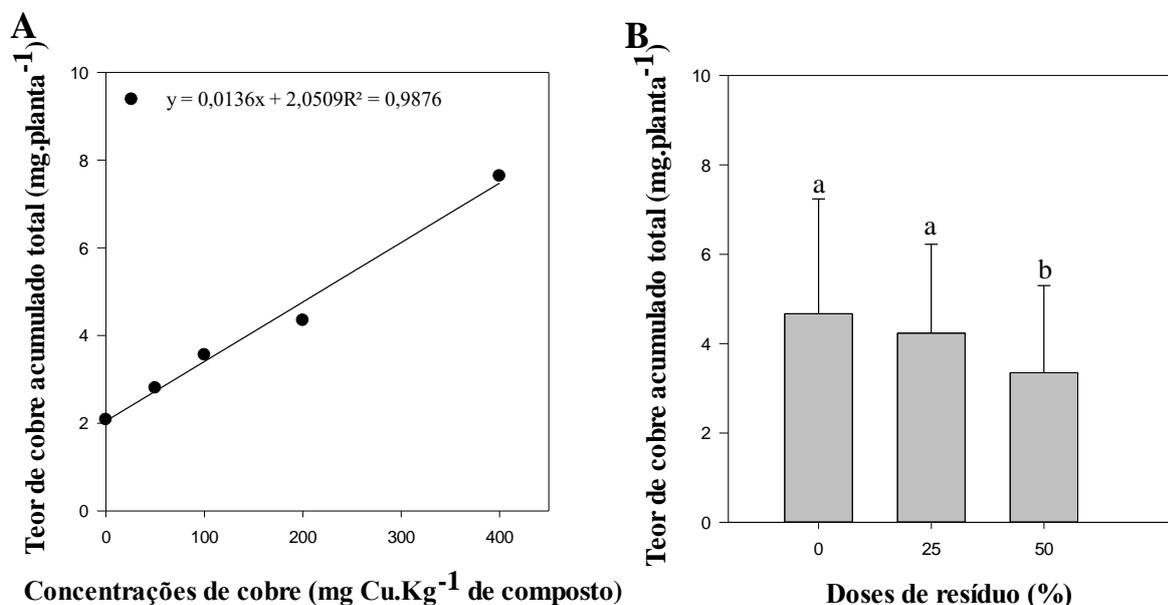
No solo ocorre a adsorção dos micronutrientes, que consiste em um processo de união dos metais com as superfícies coloidais, controlando a quantidade e movimentação dos metais na solução do solo, conseqüentemente, reduzindo a disponibilidade para as plantas (CAMARGO, 2006), pois as plantas absorvem prontamente o cobre dissolvido na solução do solo (KABATA-PENDIA; PENDIAS, 2000).

A menor dose de resíduo não foi suficiente para reduzir a disponibilidade de cobre para a planta, sendo assim, pode-se considerar que o tratamento com 25% de resíduo apresentou cobre mais prontamente disponível para a planta do que a dose com 50% de resíduo, devido à matéria orgânica diminuir a disponibilidade de metais para as plantas, em razão da formação de complexos estáveis (MARTINS et al., 2003), no entanto, na maior dose de resíduo adicionado ao solo, o crescimento das plantas foi afetado pelo ambiente com excesso de umidade, pois o incremento de matéria orgânica no solo também contribui para a retenção de água (ARAÚJO et al., 2004).

Para a dose 0% de resíduo adicionado ao solo pressupõe-se que o cobre permaneceu nas raízes (Figura 5B), não sendo translocado em grandes quantidades para a parte aérea, fator este relacionado às raízes atuarem como filtros naturais, no qual impedem que o cobre seja transferido para o restante da planta quando em excesso (SEIDEL; COSTA; LANA, 2009).

O teor de cobre acumulado total (CuAT - raízes + parte aérea) não apresentou interação entre as fontes de variação (doses de resíduo e concentrações de cobre), quando realizada a análise de variância dos dados, sendo verificado ajuste linear para as concentrações de cobre, indicando que a crescente contaminação por cobre promoveu aumento nos teores CuAT (Figura 7A). Quando comparado o tratamento sem contaminação por cobre com o tratamento com $400 \text{ mg Cu.Kg}^{-1}$ de composto, observou-se um acréscimo de 267,3% no teor de CuAT (Figura 7A).

Figura 7 - Teor de cobre acumulado total (CuAT - raízes + parte aérea) em goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)



Teste de Tukey. Barras seguidas de letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre doses de resíduo, com $\alpha=0,05\%$. Fonte: autora (2021).

De acordo com a Figura 7B, o teor de cobre acumulado total quantificado nas doses de 0% e 25% de resíduo não diferiram entre si, enquanto que na dose de 50% de resíduo apresentou menor média, diferindo das demais.

Arend (2010) também observou que a adição de sulfato de cobre no solo provocou aumento nas concentrações de cobre, tanto na parte radicular como na parte aérea da videira, causando efeito linear entre o cobre disponível e o cobre adicionado, indicando que quanto mais cobre adicionado ao solo, maior é o teor de cobre disponível. Quando as concentrações de cobre no ambiente atingem valores muito elevados, este elemento pode desencadear sérios problemas de toxidez para as plantas (TIECHER, et al., 2017).

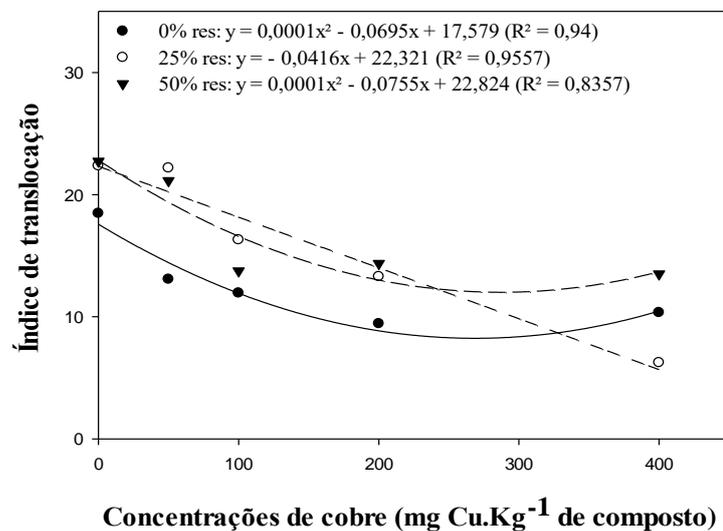
Segundo Yruela (2005), a inibição do crescimento da planta geralmente ocorre após a exposição da planta a altas concentrações de cobre, desencadeando reações que provocam danos oxidativos nos tecidos vegetais, afetando os principais processos celulares, como a permeabilidade da membrana, estrutura da cromatina, a síntese de proteínas e atividade enzimática na fotossíntese, além de afetar os processos respiratórios.

Quando realizada a análise de variância para o índice de translocação (IT), este apresentou interação entre as fontes de variação (doses de resíduo e concentrações de cobre),

sendo que para as doses de 0 e 50% de resíduo adicionado ao solo o ajuste dos dados foi quadrático com ponto de mínimo em 347,5 e 377,5 mg Cu.Kg⁻¹ de composto respectivamente, enquanto que para a dose de 25% de resíduo adicionado ao solo houve ajuste linear dos dados (Figura 8).

A dose de 0% de resíduo adicionado ao solo apresentou os menores valores de índice de translocação quando comparada com as demais doses, com exceção apenas na maior concentração de cobre (400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto). O tratamento com 25% de resíduo adicionado ao solo apresentou redução de 72% no índice de translocação quando comparada a maior concentração de cobre (400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto) com a menor concentração (0 mg Cu.Kg⁻¹ de composto).

Figura 8 - Índice de translocação do cobre em goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)



0% res: 0% de resíduo, 25% res: 25% de resíduo, 50% res: 50% de resíduo. Fonte: autora (2021).

O índice de translocação representa o movimento ou a transferência do íon do local de absorção na raiz para outra parte da planta, ou seja, o índice de translocação representa a porcentagem da quantidade total do metal que foi transferida para a parte aérea (ABICHEQUER; BOHNEN, 1998).

O índice de translocação foi maior nas menores concentrações de cobre do composto, sendo que, a partir do momento em que se aumentou a concentração do metal no composto, o índice de translocação foi reduzido. Quando o índice de translocação se apresenta elevado,

indica que maior quantidade de cobre está sendo translocado para a parte aérea (TITO; CHAVES; VASCONCELOS, 2016), caso contrário, menos cobre será transferido para a parte aérea.

Em trabalho desenvolvido por Chaves et al. (2010), os autores avaliaram o índice de translocação do cobre no pinhão-manso sob efeito de doses crescentes do metal, no qual constataram que o índice de translocação também reduziu conforme o aumento nas concentrações do cobre. Enquanto que De Marco et al. (2021), avaliando o índice de translocação do cobre em corticeira-do-banhado com aplicação de turfa obtiveram resultados semelhantes, em que a adição de turfa proporcionou valores mais elevados do índice de translocação em comparação ao solo sem a turfa, além de ser observado redução acentuada do índice de translocação conforme o aumento da contaminação por cobre.

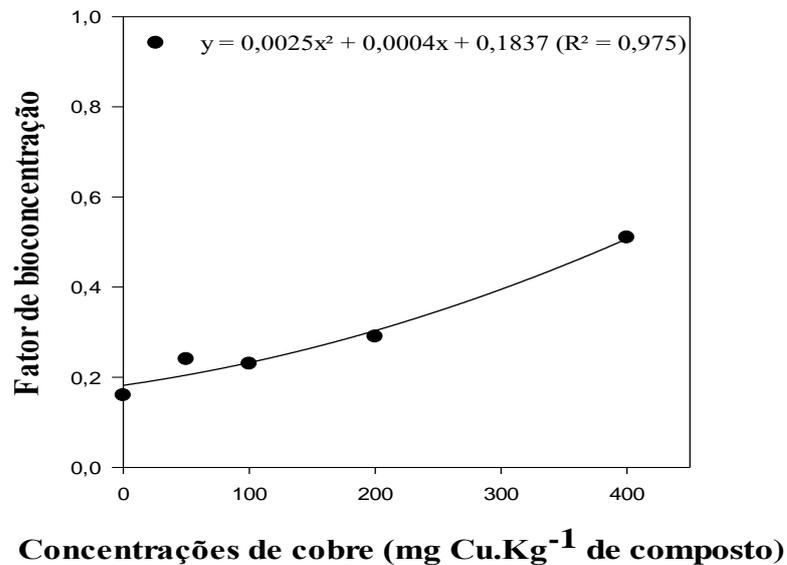
A redução no índice de translocação nas maiores concentrações de cobre está relacionada aos mecanismos de tolerância ao excesso de cobre que as plantas possuem, no qual imobilizam o cobre na parede celular das raízes (MARSCHNER, 1995), promovendo baixa translocação para a parte aérea, sendo assim, as raízes contribuem para a tolerância das plantas a metais pesados (PULFORD; WATSON, 2003).

O índice de translocação reforça o que foi visto para massa seca, em que as plantas sob maior exposição ao cobre desenvolveram-se menos do que as plantas submetidas ao solo sem contaminação pelo metal, desta forma é translocado menos cobre para a parte aérea. Geralmente em solos com a presença de altos teores de cobre, o metal tende a se acumular preferencialmente na raiz, sendo considerada pequena a quantidade de metal que é transportada para a parte aérea (GIROTTO et al., 2014).

De acordo com Ambrosini et al. (2016), apesar do cobre ser essencial para as plantas, em caso de excesso pode resultar em toxidez e prejudicar o desenvolvimento das mesmas. Em casos que ocorram estresses severos para as plantas, as mesmas poderão entrar em fase de esgotamento, deteriorando-se até sua morte (SHINOZAKI et al., 2015), pois as estruturas das raízes são danificadas, reduzindo assim a absorção de água e de nutrientes, e por consequência seu desenvolvimento (AMBROSINI et al., 2016; BOCHICCHIO et al., 2015).

Quando realizada análise de variância para o fator de bioconcentração não houve interação entre as fontes de variação (doses de resíduo adicionado ao solo e concentrações de cobre), sendo que foi verificado ajuste quadrático dos dados para as concentrações de cobre, indicando que as doses crescentes de cobre levaram a acréscimos no fator de bioconcentração (Figura 9), no entanto, não houve diferença significativa entre as doses de resíduo.

Figura 9 - Fator de bioconcentração do cobre em goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)



Fonte: autora (2021).

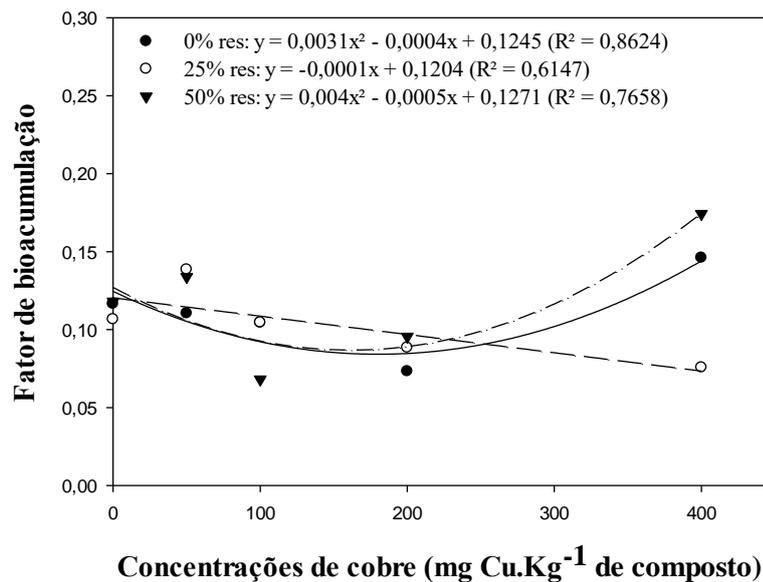
O fator de bioconcentração é a relação entre o metal presente na raiz e o metal presente no solo, indicando a quantidade de metal que a raiz absorveu, a partir disso, percebe-se que com o aumento do cobre no solo, maiores são as concentrações de cobre nas raízes (SANTOS, 2005). A ideia é relacionar o quanto de cobre presente no composto foi absorvido pelas raízes, desta forma, observa-se que a bioconcentração de cobre nas raízes aumentou conforme a contaminação pelo metal.

Atualmente a fitorremediação abrange técnicas de remediação de solos contaminados por metais, fazendo-se uso de plantas para descontaminar este solo, no entanto, a eficiência da planta a ser utilizada para este meio é determinada pelo fator de bioconcentração, no qual é necessário que se bioconcentre valores maiores que 1 (MCGRATH; ZHAO, 2003). De modo geral a goiabeira não se mostrou uma planta viável para a fitoextração do cobre no solo, pois apresentou fator de bioconcentração menor que 1.

O fator de bioacumulação apresentou interação entre as fontes de variação (doses de resíduo e concentrações de cobre) quando realizada a análise de variância. Nas doses de 0% e 50% de resíduo adicionado ao solo obteve-se ajuste quadrático dos dados, com ponto de mínimo em 190 e 150 mg Cu.Kg⁻¹ de composto, respectivamente. Para a dose de 25% de resíduo adicionado ao solo obteve-se ajuste linear dos dados, indicando redução no fator de

bioacumulação à medida em que houve aumento na concentração de cobre do composto, apresentando uma redução de 27,3% na maior concentração em relação ao controle sem cobre.

Figura 10 - Fator de bioacumulação do cobre em goiabeira crescida em solo com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes doses (0, 25 e 50%) e contaminado com diferentes concentrações de cobre (0, 50, 100, 200 e 400 mg Cu.Kg⁻¹ de composto)



0% res: 0% de resíduo, 25% res: 25% de resíduo, 50% res: 50% de resíduo. Fonte: autora (2021).

O fator de bioacumulação indica a capacidade da planta em acumular metais em seus tecidos (parte aérea) em relação à concentração do cobre presente no solo, assim, plantas que apresentam alto fator de bioacumulação possuem capacidade para fitoextração, ou seja, maior capacidade de absorção do metal presente no solo (LOCATELLI, 2019).

As plantas são capazes de absorver elementos químicos de forma proporcional ao conteúdo do solo onde se desenvolvem, ou podem bioacumular estes elementos em concentrações que excedem as concentrações do solo, podendo se tornar bioindicadoras e indicar a fonte e a intensidade da contaminação pelo metal (CORRÊA, 2006). A elevação no fator de bioacumulação do cobre obtido na goiabeira está diretamente relacionada com a alta disponibilidade deste metal no composto, principalmente na maior concentração testada.

Assim como Coinaski (2019), quando estudou o fator de bioacumulação do cobre na erva-mate nas mesmas doses testadas neste experimento, encontrou valores abaixo de 1, que

indicam que a erva-mate apresenta baixa eficiência em translocar metal para a parte aérea, igualmente foi verificado no presente trabalho, com valores reduzidos de fator de bioacumulação para a goiabeira.

5 CONCLUSÃO

A adição de resíduo ao solo na dose de 50%, assim como a contaminação do composto com concentrações de 200 e 400 mg de Cu.Kg^{-1} de composto provoca redução na qualidade das mudas de *Psidium guajava*, verificada através de decréscimos na massa seca de raízes e massa seca de parte aérea.

O teor de cobre no composto aumenta de acordo com a concentração de cobre aplicada no mesmo, sendo que o teor de cobre acumulado nas raízes teve acréscimos de acordo com o aumento da concentração do metal e redução conforme aumento da dose de resíduo aplicado ao solo, mesma resposta obtida para o cobre acumulado total.

O índice de translocação é reduzido com o aumento da contaminação por cobre e se apresenta menor na menor dose de resíduo adicionada ao solo enquanto os fatores de bioconcentração e bioacumulação indicam que a goiabeira não é uma planta viável para fitorremediação nas condições testadas.

REFERÊNCIAS

- ABICHEQUER, A. D.; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, n.1, p.21- 26, 1998.
- AMBROSINI, V. G. et al. Impacto do excesso de cobre e zinco no solo sobre videiras e plantas de cobertura. In: MELO, G. W. B. de et al. **Calagem, adubação e contaminação em solos cultivados com videiras**. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2016. Cap. 6. p. 91-110.
- AMBROSINI, V. G. et al. Liming as an ameliorator of copper toxicity in black oat (*Avena strigosa* Schreb.). **Journal of Plant Nutrition**. v.40, p.404-416, 2016.
- AMBROSINI, V. G. et al. Reduction of copper phytotoxicity by liming: A study of the root anatomy of young vines (*Vitis labrusca* L.). **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 96, p. 270–280, 2015.
- ARAÚJO, M. A. et al. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 337-345, 2004.
- ARDUINI, I., GODBOLD, D.L., ONNIS, A. Influence of copper on root growth and morphology of *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Ait. seedlings. **Tree Physiology**, v.15, n.6, p.411-415, 1995.
- AREND, K. **Substâncias húmicas e formas de cobre em solos de área de videiras**. 2010. 115f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.
- BERTONCINI, E. I., MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, n.3, p.737-744, 1999.
- BOCHICCHIO, R. et al. Root architecture and morphometric analysis of *Arabidopsis thaliana* grown in Cd/Cu/Zn-gradient agar dishes: A new screening technique for studying plant re-sponse to metals. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 91, p. 20–27, 2015.
- CAMARGO, O. A. Reações e interações de micronutrientes no solo. **Infobio**, 2006. 21p.
- CANELLAS, L.P., SANTOS, G.A., AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Reações da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A., ed. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, Metrópole, 2008.
- CHAVES, L. H. G. et al., Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-mansão. **Revista Ciência Agronômica**. v.41, n.2, p.167-176, 2010.
- COINASKI, D. A. **Ectomicorrização e composto de água residuária de suinocultura no crescimento de *Ilex paraguayensis* a. St.-Hil. Cultivada em solo contaminado com cobre**. 2019. 111f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Agricultura e Ambiente) – Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, 2019.

- CORRÊA, T. L. **Bioacumulação de metais pesados em plantas nativas a partir de suas disponibilidades em rochas e sedimentos: o efeito na cadeia trófica.** 2006. 143f. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais, Área de Concentração: Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2006.
- COSTA, E. M., SILVA, H. F., RIBEIRO, P. R. A. Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. **Enciclopédia biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.9, n.17, p.1842-1860, 2013.
- DE MARCO, R. et al. *Erythrina crista-galli* L. e turfa na fitorremediação de cobre no solo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.31, n.1, p. 475-490, 2021.
- FEBRER, M. C. A. Dinâmica da decomposição mesofílica de resíduos orgânicos misturados com águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.10, n.1-4, p.18-30, 2002.
- FERNANDES, J.C.; HENRIQUES, F.S. Biochemical, physiology and structural effects of excess copper in plants. **The Botanical Review**, v. 57, p. 246-273, 1991.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.
- FERREIRA, P. A. A. S. et al. Estratégias de amenização da fitotoxidez de metais pesados em solos de vinhedos. **Embrapa Uva e Vinho**, v.1, p.111-138, 2016.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Guidelines for Soil Description. Food and Agriculture** 1362. Organization of the United Nations. Rome, 2006. 109p.
- GIROTTI, E. et al. Copper availability assessment of Cu-contaminated vineyard soils using black oat cultivation and chemical extractants. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 12, 2014. Sem paginação.
- GOEDERT, W. J., OLIVEIRA, S. A. Fertilidade do solo e sustentabilidade da atividade agrícola. In: NOVAIS, R. F. et al (Eds). **Fertilidade do Solo**, Viçosa, p.991-1017, 2007.
- HAQUE, I., ADUAYI, E. A., SIBANDA, S. Copper in soils, plants, and ruminant animal nutrition with special reference to sub-Saharan África. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.16, n.11, p. 2149-2212, 1993.
- HUGEN, C. et al. Teor de Cu e Zn em perfis de solo de diferentes litologias em Santa Catarina. **Revista de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.6, p.622–628, 2013.
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants.** 3.ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 403p.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace Elements in Soils and Plants.** 3. ed. Edition, London: CRC Press, 2000. 432p.

- KOPITTKE, P. M. et al. Toxic effects of Cu²⁺ on growth, nutrition, root morphology, and distribution of Cu in roots of Sabi grass. **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 4616–4621, 2009.
- LAVADO, R.S., PORCELLI, C.A., ALVAREZ, R. Nutrient and heavy metal concentration and distribution in corn, soybean and wheat as affected by different tillage systems in the Argentine Pampas. **Soil & Tillage Research**, v.62, n.1-2, p.55-60, 2001.
- LOCATELLI, S. S. dos. **Avaliação da absorção de zinco por *Ocimum basilicum* L. em latossolo vermelho**. 2019. 59f. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2019.
- MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**, Piracicaba: CERES, 2006. 638p.
- MANTOVANI, A. **Composição química de solos contaminados por cobre: formas, sorção e efeito no desenvolvimento de espécies vegetais**. 2009. 178f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. London, Academic Press, 1995.889p.
- MARTINS, A. L. C. et al. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, n.3, p.563-574, 2003.
- MCGRATH, S. P., ZHAO, F. J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. **Current Opinion in Biotechnology**, v.14, n.3, p. 277-287, 2003.
- MORAL, R. Characterization of the organic matter pool in manures. **Bioresource Technology**, v.96, n.2, p.153-158, 2005.
- PULFORD, I., WATSON, C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees: a review. **Environment International**, v. 29, n. 4, p. 529-540, 2003.
- SANTOS, A. J. dos. **Utilização de resíduos oriundos da indústria de suco de laranja para a produção de adubo orgânico**. 2020. 52f. Fundação educacional do município de Assis, Assis, 2020.
- SANTOS, G. C. G. **Comportamento de B, Zn, Cu, Mn e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizante do efeito tóxico**. 2005. 163f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- SHINOZAKI, K. et al. Responses to abiotic stress. In: BUCHANAN, B. B.; GRUISSEM, W.; JONES, R. L. **Biochemistry e Molecular Biology of Plants**. 2 ed. Chichester: John Wiley e Sons, Ltd, 2015.1264p.
- SILVA, C. E. de F. et al. Uso da laranja lima e seus resíduos no desenvolvimento de novos produtos. **Braslian Journal of Biosystems Engineering**, v.10, n.1, p.69-96, 2016.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, 2007. 275-374p.

SOUZA, E. D. et al. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.6, p.1829-1836, 2009.

SUGUINO, E. **Influência do substrato no desenvolvimento de mudas de plantas frutíferas**. 2006. Tese. 82f. (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2006.

TIECHER, T.L. et al. Principais doenças da videira e contaminação de solos de vinhedos com cobre e zinco. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**, URI, Frederico Westphalen, 2017. 183p.

TITO, G. A., CHAVES, L. H. G., VASCONCELOS, A. C. F. Acúmulo e translocação de cobre e zinco em plantas de *Crambe abyssinica*. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n.4, p. 12-16, 2016.

WASTOWSKI, A. D. et al. Caracterização dos níveis de elementos químicos em solo, submetido a diferentes sistemas de uso e manejo, utilizando espectrometria de fluorescência de raios-X por energia dispersiva (EDXRF). **Química Nova**, v. 33, n. 7, 1449-1452, 2010.

YOON, J. et al. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. **Science of the Total Environment**, v.368, n.2-3, p.456-464, 2006.

YRUELA, I. Copper in plants. *Braz. J. Plant Physiolpgy*, v.17, n.1, p.145-156, 2005.

ZAMPIERI, M. C. T. **Estudo sobre os efeitos do cobre e zinco no crescimento da plântula de *Aechmea blanchetiana* (Baker) L. B. Smith cultivada *in vitro*. Aplicação da análise por ativação com nêutrons**. 2010. 166f. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2010.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resíduos orgânicos quando destinados de forma correta, reduzem impactos negativos ao ambiente, e como visto no presente estudo, quando ocorre adição de resíduos orgânicos ao solo, ocorrem melhorias à qualidade do solo, pois os microrganismos atuam na decomposição do material orgânico, auxiliando na liberação de nutrientes. Além disso, atualmente os sistemas de cultivos orgânicos vêm ocupando seu espaço, e com isso o uso de compostos orgânicos tem aumentado, presando assim, por sistemas produtivos mais ecológicos.

Devido à presença dos microrganismos edáficos e suas funções, o bagaço de laranja foi degradado rapidamente e disponibilizou nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas. No entanto, vale destacar que as condições experimentais (aplicação do bagaço *in natura*, fragmentação do resíduo, homogeneização da mistura e controle de temperatura e umidade) tiveram forte influência sobre os resultados obtidos, pois pensando-se neste experimento em condições a campo e, em maior escala, este controle dificilmente ocorreria, e com isso, o bagaço levaria maior tempo para ser decomposto, uma vez que seria dependente da atuação de organismos maiores (meso e macrofauna), além da sazonalidade. No presente estudo, salienta-se que, estas condições experimentais foram necessárias por se tratar de um experimento realizado em curto período de tempo.

O experimento do capítulo 1 foi mantido em casa de vegetação fechada para evitar possíveis interferências externas, como por exemplo, a presença de animais, porém, mesmo tomando este cuidado, houve proliferação de larvas de mosca, no entanto, este fator não interferiu nos resultados obtidos. Em condições a campo, estes fatores facilmente ocorreriam, pelo fato de estar em um ambiente aberto, susceptível a qualquer interferência do meio externo, como presença de animais e insetos, além da possibilidade de transferência de sementes para outros ambientes através de pássaros, possibilitando assim, a disseminação da planta em outros locais. No entanto, estes fatores a campo não são considerados indesejáveis, pois estão relacionados aos processos naturais do ambiente.

A partir do presente estudo, o resíduo da indústria de suco de laranja mostrou resultados positivos, pois promoveu acréscimos na qualidade química e microbiológica do solo, indicando que o bagaço pode sim ser utilizado como condicionante no solo, desde que aplicado com cautela, em doses que não causem contaminação ao meio ambiente, mostrando que a aplicação deste resíduo ao solo, seria sim uma forma de disposição mais simples.

Em relação ao capítulo 2, o bagaço de laranja mostrou-se importante na retenção do cobre, pois a fração de cobre mais importante para as plantas é o cobre disponível, ou seja, na forma catiônica livre (Cu^{2+}), que quando em excesso pode causar efeitos negativos ao desenvolvimento das plantas, podendo levá-las a morte. No entanto, a adição de matéria orgânica ao solo pode ser uma alternativa para a redução dos efeitos de toxidez por cobre, pois o mesmo pode ser complexado pela matéria orgânica, elevando a capacidade de troca catiônica dos materiais orgânicos (MANTOVANI, 2009).

Em relação ao desenvolvimento da goiabeira, a aplicação do resíduo também mostrou-se interessante na dose de 25%, pois levou a um acréscimo na massa seca, porém a dose de 50% de resíduo aparentemente teve um efeito de concentração de cobre, pois como parte da matéria orgânica foi degradada o cobre foi liberado para o solo e não retido pelo composto como esperava-se e, também na condição experimental de casa de vegetação climatizada a maior dose de composto promoveu um acúmulo de água na região das raízes e conseqüentemente, influenciou de forma negativa o desenvolvimento das plantas.

No segundo experimento, nestas condições experimentais, o bagaço não se mostrou interessante, pois influenciou no aumento de cobre total do composto, além de interferir no desenvolvimento da planta, devido ao alto teor de umidade proporcionado ao solo.

A utilização da goiabeira se deu pelo fato de ser uma planta nativa e de rápido crescimento, porém, no âmbito de retenção de cobre a mesma mostrou-se ser uma planta inviável para a remoção de cobre no solo nestas condições experimentais, não sendo ideal utilizá-la em técnicas de fitorremediação.

Com isso, a partir do experimento 1 através das análises realizadas, conclui-se que é possível fazer uso de resíduos orgânicos oriundos de indústria de suco de laranja e adicioná-los ao solo como forma alternativa de disposição dos mesmos, desta forma trazendo inúmeros benefícios ao ecossistema terrestre. Vale destacar que a disposição não deve ser feita sem planejamento e estudo, pois é necessário fazer uma avaliação do local para não gerar possível contaminação de corpos hídricos, além de fazê-la de forma controlada para não sobrecarregar o local com excesso de material.

Em relação ao bagaço ser disposto em culturas, por exemplo, deve-se investir em mais estudos, pois a campo às condições existentes são outras, quando comparado às condições de vasos (controladas), uma vez que, o tempo de decomposição do bagaço a campo e, a sua influência sobre a qualidade do solo, não ocorrem de forma imediata, como visto neste estudo.

REFERÊNCIAS

- ADROVER, M.; MOYÁ, G.; VADELL, J. Seasonal and depth variations of soil chemical and biological proprieties in alfalfa crops irrigated with treated wastewater and saline groundwater. **Geoderma**, v. 268, p. 54-63, 2017.
- AKHTAR, K. et al. Changes in soil enzymes, soil properties, and maize crop productivity under wheat straw mulching in Guanzhong, China. **Soil and Tillage Research**, v. 182, p.94-102, 2018.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. 3. ed. Springer Science+Business, 2013.
- ALMEIDA, L. A. H. et al. Chemical Characterization of Leaf Essential Oil from Seven Accessions of Sour Orange (*Citrus aurantium* L.). **Journal of Essential Oil Bearing Plants**, Londres, Reino Unido, v.18, n.2, p. 426-435, 2015.
- ALVAREZ, R. et al. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. **Soil & Tillage Research**, v. 33, p. 17-28, 1995.
- ALVES, T.D.S. et al. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 2, p. 341-347, 2011.
- ANDERSON, J. P. E., DOMSCH, K.H. A physiological method for the quantitative measurements of microbial biomass in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v.10, p.215-221, 1978.
- ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. **Biology and Fertility of Soils**, v. 1, p. 81-89, 1985.
- ANDRADE, L. C. de., ANDREAZZA, R., CAMARGO, F. A. de O. Atividade microbiana em solos sob doses de lodo de estação de tratamento de efluentes de um aterro industrial. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 46, n. 2, p.267-272, fev. 2016.
- ANDREAZZA, R. et al. Bacterial stimulation of copper phytoaccumulation by bioaugmentation with rhizosphere bactéria. **Chemosphere**, v. 81, n.9, p.1149-1154, 2010.
- AREND, K. **Substâncias húmicas e formas de cobre em solos de área de videira**. 2010. 116f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.
- ASLAM, J., KHAN, S. A., KHAN, S. H. Heavy metals contamination in roadside soil near different traffic signals in Dubai, United Arab Emirates. **Journal of Saudi Chemical Society**, v.17, n.3, p.315-319, 2013.
- AYUSO, M. et al. Evaluation of urban wastes for agricultural use. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.42, n.1, p.105-111, 1996.
- BALOTA, E. et al. Enzimas e seu papel na qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v.8, p.221-278, 2013.

- BARCELÓ, J. POSCHENRIEDER, C. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, v. 2, n. 2, p. 345-361, 1992.
- BARTZ, M. L. C.; PASINI, A.; BROWN, G. G. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. **Applied Soil Ecology**, v.69, p.39-48, 2013.
- BASSO, C. J. et al. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suíno. **Ciência rural**, Santa Maria, v. 42, n. 4, p.653-659, 2012.
- BERHE, A. A. KLEBER, M. Erosão, deposição e persistência da matéria orgânica do solo: considerações mecanicistas e problemas com a terminologia. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.38, n.8, p.908-912, 2013.
- BINI, D. et al. Effects of land use on soil organic carbon and microbial processes associated with soil health in southern Brazil. **European Journal of Soil Biology**, v.56, p. 117-123, 2013.
- BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco**. 2010. 70f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)- Universidade Federal Rural de Pernambuco, Pernambuco, 2010.
- BOLDARINI, M. T. B. **Avaliação dos efeitos da contaminação de cobre no solo sobre *Mentha crispata* L.** 2017. 42f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.
- BRADDOCK, R.J. **Handbook of citrus by-products and processing technology**. Nova York: John Wiley e Sons, 1999.
- BRASIL. Lei n. 12305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS. **Presidência da República**, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em:< http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 29 jun. 2020.
- BROADLEY, M. et al. **Function of Nutrients: Micronutrients**, 2012. 247p.
- CARDOSO, E. J. B. N. C.; ANDREOTE, F. D. **Microbiologia do solo**. 2. ed. Piracicaba: ESALQ, 2016. 225p.
- CARNEIRO, M. A. C. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 147-157, 2009.
- CHACÓN, E. A. V. et al. Decomposição de fontes orgânicas e mineralização de forma de nitrogênio e fósforo. **Revista Ceres**, v. 58, p. 373-383, 2011.
- CHEN, H. et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. **Science of the Total Environment**, v. 512–513, p. 143–153, 2015.

CHEN, X., TAIT, A. R., KITTS, D.D. Flavonoid composition of orange peel and its association with antioxidant and anti-inflammatory activities. **Food Chemistry**, Vancouver, Canadá, v.218, p.15-21, 2017.

CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO BRASIL (CNA). **A importância da citricultura nacional**. Goiás, 2019.

COSTANTINI, E. A. C. et al. Effects of soil erosion on agro-ecosystem services and soil functions: A multidisciplinary study in nineteen organically farmed European and Turkish vineyards. **Journal of Environmental Management**, [S. l.]. 2018. Sem paginação.

CYPRIANO, D. Z. et al. A biomassa da laranja e seus subprodutos. **Revista Virtual de Química**, v.9, n.1, p.176-191, 2017.

CZEKAŁA, W., JEŻOWSKA, A., CHEŁKOWSKI, D. The Use of Biochar for the Production of Organic Fertilizers. **Journal of Ecological Engineering**, v.20, n.1, p.1-8, 2019.

DADALTO, J. P. et al. Sistema de preparo do solo e sua influência na atividade microbiana. **Engenharia Agrícola**, v.35, n.3, p.506-513, 2015.

DADALTO, J. P. **Preparo do solo e sua influência na atividade microbiana**. 2014. 65f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.

DAVIS, W. B. Deposits of oil in the juice sacs of citrus fruits. **American Journal of Botany**, v.19, p.101-105, 1932.

DECHEN, A. R., NACHTIGALL, G. R. Elementos Requeridos à nutrição de plantas. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 91-132p.

DE-POLLI, H., GUERRA, J. G. M. **Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo: método da fumigação-extração**. Seropédica, 1997. 11p.

DINARDI, A.L., et al. **Fitorremediação**. São Paulo: Unicampi, 2003. 15p.

DIONISIO J. A.; PIMENTEL, I. C.; SIGNOR, D. Respiração Microbiana. **Embrapa Semiárido**, p.72-77, Curitiba, 2016.

DIONÍSIO, J. A. et al. **Guia prático de biologia do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Curitiba, 2016. 160p.

DOTANIYA, M. L. et al. Role of soil enzymes in sustainable crop productio. **Enzymes in Food Biotechnology**, p.569-589, 2019.

EMBRAPA. **Sistema de Produção para Pequenos Produtores de Citros do Nordeste**. 2005.

FEITOZA, F. S., GASPAROTTO, A. M. S. Um estudo sobre a produção nacional de suco de laranja concentrado. **Interface Tecnológica**, v.17, n.1, p.625-634, 2020.

FERNÁNDEZ, Z. H. **Análise de metais pesados em solos de Pernambuco com diferentes atividades antrópicas**. 2017. 93f. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Guidelines for soil description. Food and Agriculture 1362**. Organization of the United Nations. Rome, 2006.

FUKUDA, C.; OTSUBO, A. A. **Cultivo da mandioca na região centro sul do Brasil**. In: EMBRAPA. Sistemas de produção. Brasília, 2003. 119p.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.159-168.

GARCIA-CASTELLO, E. M. et al. Reverse osmosis concentration of press liquid from orange juice solid wastes: Flux decline mechanisms. **Journal of Food Engineering**, Valencia, Espanha. v.106, n.3, p.199-205, 2011.

GHOSH, A. et al. Soil enzymes and microbial elemental stoichiometry as bio-indicators of soil quality in diverse cropping systems and nutriente management practices of Indian Vertisols. **Applied Soil Ecology**, 2019. Sem paginação.

GOMES, M. A. F., FILIZOLA, H. F. **Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola**. Embrapa, Jaguariúna, 2006. 8p.

HUNGRIA, M. et al. **Qualidade do solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Londrina, 2013.

INNANGI, M. et al. Effects of olive pomace amendment on soil enzyme activities. **Applied Soil Ecology**, v.119, p.242-248, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola – Janeiro 2020**. Disponível em: < <https://sidra.ibge.gov.br/home/lspa/brasil>>. Acesso em: 14 de fev. 2020.

ISLAM, K. R., WEIL, R. R. Soil quality indicator properties in mid-atlantic soils as influenced by conservation management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 55, n.1, p. 69-78, 2000.

JAKELAITIS, A. et al. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 38, n. 2, p. 118-127, 2008.

JANDRIC, Z. et al. Authentication of Indian citrus fruit/fruit juices by untargeted and targeted metabolomics. **Food Control**, v.72, p.181-188, 2017.

JANZEN, D. H., HALLWACHS, W. Área de Conservación Guanacaste, northwestern Costa Rica: Converting a tropical national park to conservation via biodevelopment. **Biotropica**, p. 1-13, 2020.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soils: measurement and turnover. In: PAUL, E. A; LAOO, J. N. ed. **Soil Biology & Biochemistry**, New York: Mareei Decker, v.5, p.415-417, 1981.

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method of measuring soil biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, v.8, p.209-213, 1976.

JERKE, C. **Distribuição do carbono orgânico em solo sob plantio direto, em função de fontes e modos de aplicação de fertilizante fosfatados**. 2011. 83f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Brasília, 2011.

KABIRI, V., RAIESI, F., GHAZAVI, M. A. Tillage effects on soil microbial biomass, SOM mineralization and enzyme activity in a semi-arid Calcixerepts. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.232, p. 155-166, 2017.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, n.1, p.1-13, 2010.

KRAJEWSKA, B. Ureases I. Functional, catalytic and kinetic properties: A review. **Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic**, Cracóvia, Polônia. V.59, n.1-3, p.9-21, 2009.

LENHARDT, E. H. **Avaliação da produção e viabilidade de esporos de *Bacillus atrophaeus* ATCC 9372 utilizando resíduos do processamento de suco de laranja**. 2016. 96f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Bioquímica Farmacêutica) – Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2016.

LI, Z. et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 468-469, p. 843–853, 2014.

LIN, Q., BROOKES, P. C. Uma avaliação do método de respiração induzida por substrato. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 31, n.14, p.1999-2114, 1999.

LOPES, J. M. S. et al., Importância econômica do citros no Brasil. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, Graça, SP. N.20, p.9-11, 2011.

MACKIE, K. A., MULLER, T., KANDELER, E. Remediation of copper in vineyards - A mini review. **Environmental Pollution**, v.167, p.16-26, 2012.

MANGIERI, V. R. L., TAVARES FILHO, J Solid waste disposal in the soil: effects on the physical, chemical, and organic properties of soil. **Semina. Ciências Agrárias**, Londria, v. 36, n. 2, p. 747-764, mar./ abr. 2015.

MANTOVANI, A. **Composição química de solos contaminados por cobre: formas, sorção e efeito no desenvolvimento de espécies vegetais**. 2009. 178f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

MARTIN, M. A. et al. Biomethanization of orange peel waste. **Bioresource Technology**, Córdoba, Espanha. v.101, n.23, p.8993-8999, 2010.

MARTINS, C. A. da S. et al. A dinâmica de metais-traços no solo. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.17, n.3-4, p.383-391, 2011.

MARTINS, S. C. **Adsorção e dessorção de cobre em solos sobre aplicação de lodo de esgoto e calda bordalesa**. 2005. 116f. Dissertação (Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MATSUOKA, M. **Atributos biológicos de solos cultivados com videira na região da serra gaúcha**. 2006. 173f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

MELO, W.J. et al. Avaliação da atividade enzimática em amostras de solo. In: FIGUEIREDO, M.V.B. et al. **Biotecnologia aplicada à agricultura: Texto de apoio e protocolos experimentais**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica/Recife, Instituto Agrônomo de Pernambuco, 2010. 761p.

MENDES, I. de C., SOUZA, D. M. G. de., REIS JUNIOR, F. B. dos. Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 32, n. 1-2, p. 185-203, jan./ago. 2015.

MENGEL, K., KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. 4 ed. Bern: International Potash Institute, 1987. 687p.

MERCANTE, F. M. et al. Biomassa microbiana, em um Argissolo Vermelho, em diferentes coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 34, n.4, p.479-485, 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Compostagem doméstica, comunitária e institucional de resíduos orgânicos- manual de orientação**. Brasília, 2017.

MOREIRA, F. M. S; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2 ed. Lavras: Editora Ufla, 2006. 759p.

NASCIMENTO FILHO, W. B., FRANCO, C. R. Potential assessment of waste produced through the agro-industrial processing in Brazil. **Química Nova**, v. 6, p.1968-1987, 2015.

NETTO, A. T. et al. **Análise Ambiental da Produção de Suco de Laranja**. Toledo. 2016.

NICODEMO, M. L. F. **Uso de biomassa microbiana para avaliação de qualidade do solo em sistemas silvipastoris**. Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, 2009. 9p.

ODELARE, M. et al. Land application of organic waste – Effects on the soil ecosystem. **Applied Energy**, Suécia. V.88, p.2210-2218, 2011.

OLIVEIRA, F. K. D., SOUZA, A. A. L. Potencial fitorremediador do “feijão-de-porco” submetido a diferentes concentrações de escória de siderurgia. **Holos**, v.2, n.6609, p.1-13, 2020.

- OLIVEIRA, L. de S. **Decomposição de resíduos orgânicos e liberação de nutrientes sobre o solo**. 2017. 64f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Programa de Pós- Graduação em Ciência do Solo, Fortaleza, 2017.
- PADILHA, K. de M. et al. Indicadores biológicos de dois solos com a incorporação de subproduto da agroindústria de café. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, v.38, n.5, 1377-1386, 2014.
- PERUCH, L. A. M., BRUNA, E. D. Relação entre doses de calda bordalesa e de fosfito potássico na intensidade do míldio e na produtividade da videira cv. 'Goethe'. **Ciência Rural**, v.38, n.9, p.2413-2418, 2008.
- REZZADORI, K., BENEDETTI, S., AMANTE, E. R. Proposals for the Residues Recovery: Orange Waste as Raw Material for New Products. **Food and Bioproducts Processing**, v.90, n.4, p.606-614, 2012.
- RIO GRANDE DO SUL. Decreto n. 38.356, de 27 de julho de 1993. Regulamenta a Lei n. 9.921 de 27 de julho de 1993, que dispõe da gestão de resíduos sólidos no estado do Rio Grande do Sul. **Assembleia legislativa do estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 1993.
- ROCHA, I. T. M. et al. Uso de resíduos como fonte de nutrientes na agricultura. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 5, p. 47-52, Mossoró, 2013.
- RODRIGUES, P. N. F. et al. Efeito do composto orgânico e compactação do solo no milho e nutrientes do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.8, p. 788-793, 2011.
- SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília: EMBRAPA, 2018. 355p.
- SCHINNER, F. et al. **Methods in soil biology**. Germany: Springer-Verlag, 1996.
- SCHROEDER, D. **Solos- Fatos e conceitos**. Tradução Alfredo Scheid Lopes. Lavras, MG. 1984. 245p.
- SENEVIRATNE, G., KULASOORIYA, S. A. Reinstating soil microbial diversity in agroecosystems: The need of the hour for sustainability and health. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.164, p, 181-182, 2012.
- SHAHEEN, S. M., TSADILAS, C. D., RINKLEBE, J. Immobilization of soil copper using organic and inorganic amendments. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.179, n.1, p.112-117, 2015.
- SHINOZAKI, K. et al. Responses to abiotic stress. In: BUCHANAN, B. B., GRUISSEM, W., JONES, R. L. (Eds.). **Biochemistry & Molecular Biology of Plants**. 2.ed. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, 2015. 1264p.

SILVA, R. R. et al. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica campos das vertentes – Mg. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. [S. l.], v.34, n.5, p. 1585-1592, 2010.

SILVEIRA, A. de O. **Avaliação de metodologias para o monitoramento da qualidade do solo**. 2011. 87 f. Tese (Doutorado) - Curso de Agronomia, Departamento de Departamento de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS, 2011.

SIMÃO, J. B. P.; SIQUEIRA, J.O. Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediações. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.22, n.210, p.18-26, 2001.

SINGH, J. S., GUPTA, V. K. Soil microbial biomass: A key soil driver in management of ecosystem functioning. **Science of the Total Environment**, v.634, p.497-500, 2018.

SOUZA, J. B. B.; MARQUES, L. **Biodegradação de Resíduos Lignocelulósicos por Fungos *Pleurotus Ostreatus***. [S.l.]. 2017. 13p.

STENBERG, B. Monitoramento da Qualidade do Solo Arável: Indicadores Microbiológicos. **Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science**, London, v.49, n.1, p.1-24, 1999.

TABATABAI, M.A. **Soil enzymes**. In: WEAVER, R.W. (Ed.). *Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties*. 5ed. Madison: SSSA, 1994. 59p.

TAVARES, S. R. L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos**. Rio de Janeiro, 1 ed. 2013. 57p.

THAKUR, M. P. et al. Plant diversity drives soil microbial biomass carbon in grasslands irrespective of global environmental change factors. **Global Change Biology**, v.21, n.11, p.4076-4085, 2015.

THÖNNISSEN, C. et al. Legume decomposition and nitrogen release when applied as green manures to tropical vegetable production systems. **Agronomy Journal**, v.92, n.2, p.253-260, 2000.

TÓTOLA, M.R., CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade do solo. IN: ALVAREZ, V. et al. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002.

TREUER, T. L. H. et al. **Low-cost agricultural waste accelerates tropical forest regeneration**. Princeton, p.1-9, 2017.

UPADHYAY, L. S. B. Urease inhibitors: A review. **Indian Journal of Biotechnology**, v.11, n.4, p.381-388, 2012.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.19, n.6, p.703-707, 1987.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**. Embrapa, Brasília, 2017. 165p.

WAGNER, G. H., WOLF, D. C. Carbon transformations and soil organic matter formation. IN: SYLVIA, D. M. et al. **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey: Prentice Hall, 1999. 218-258p.

WARDLE, D. A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA, M.; ARAUJO, R. S. (Ed.). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: Embrapa, 1994. 419-436p.

WARDLE, D.A. et al. Response of soil microbial biomass and plant litter decomposition to weed management strategies in maize and asparagus cropping systems. **Soil Biology & Biochemistry**, v.25, n.7, p.857-868, 1993.

WU, C. et al. A Study of the Spatial Difference of the Soil Quality of The Mun River Basin during the Rainy Season. **Sustainability**, v.11, n.12, 2019. Sem paginação.

ZANDONADI, D. B. et al. Ação da matéria orgânica e suas frações sobre a fisiologia de hortaliças. **Horticultura Brasileira**, v. 38, n. 1, p. 14-20, jan. 2014.