

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**ELEMENTO-TRAÇO E DIVERSIDADE MICROBIANA EM LATOSSOLO SOB
USO PROLONGADO DE DEJETOS ANIMAIS**

**Yara Jurema Barros
(Tese de Doutorado)**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**ELEMENTO-TRAÇO E DIVERSIDADE MICROBIANA EM LATOSSOLO SOB
USO PROLONGADO DE DEJETOS ANIMAIS**

YARA JUREMA BARROS
Tecnóloga em Química Ambiental (UTFPR)
Mestre em Ciência do Solo (UFPR)

Tese apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Doutor em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Junho de 2018

CIP - Catalogação na Publicação

BARROS, YARA JUREMA
ELEMENTO-TRAÇO E DIVERSIDADE MICROBIANA EM
LATOSSOLO SOB USO PROLONGADO DE DEJETOS ANIMAIS / YARA
JUREMA BARROS. -- 2018.

110 f.

Orientador: Carlos Alberto Bissani.

Coorientador: Flávio Anastácio de Oliveira Camargo.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-RS,
2018.

1. dejetos animais. 2. avaliação do solo. 3.
fracionamento químico. I. Bissani, Carlos Alberto,
orient. II. Camargo, Flávio Anastácio de Oliveira,
coorient. III. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os
dados fornecidos pelo(a) autor(a).

YARA JUREMA BARROS

Tecnóloga em Química Ambiental - UTFPR
Mestre em Ciências do Solo - UFPR

TESE

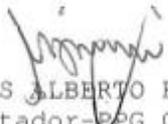
Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

DOUTORA EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Faculdade de Agronomia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre (RS), Brasil

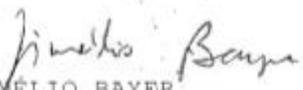
Aprovado em: 28.06.2018
Pela Banca Examinadora

Homologado em:
Por


CARLOS ALBERTO BISSANI
Orientador-PPG Ciência do Solo

CARLOS GUSTAVO TORNQUIST
Coordenador do
Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo


BRUNO BRITO LISBOA
Secretaria da Agricultura, Pecuária e Irrigação/RS


CIMÉLIO BAYER
Departamento de Solos/UFRGS


DAIANE CARVALHO DOS SANTOS
UFRGS

CARLOS ALBERTO BISSANI
Diretor da Faculdade
de Agronomia

*Dedico esta Tese a todos aqueles que fizeram parte
dessa caminhada.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Carlos Alberto Bissani por todo o suporte e apoio, bem como a meu co-orientador Flávio Anastácio de Oliveira Camargo, pois sem ele este trabalho não seria possível.

Ao programa de pós-graduação da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e à CAPES por viabilizar este trabalho.

Aos professores deste programa de pós-graduação, em especial a Cimélio Bayer, Tales Tiecher, Clesio Gianello e Carlos Gustavo Tornquist por toda a ajuda para a realização desta pesquisa.

Ao pesquisador Dr Evandro Spagnollo da Epagri, Chapecó-SC, pelo auxílio, presteza e suporte.

Aos técnicos de laboratório Adão Luis Ramos e Luiz Antonio da Silveira e ao secretário da pós-graduação Jader por toda a ajuda, orientação e prestatividade.

Aos bolsistas de iniciação científica Deonilce Retka, Luciano Pinzon Brauwere, Mateus Goulart e Carlos Alberto Lise Junior por todo o companheirismo e auxílio.

Aos colegas do programa de pós-graduação, em especial à Naihana Schäffer e Fernando Arnuti por toda a ajuda e sugestões.

Aos amigos que de perto ou longe colaboraram das mais diversas formas! Nádia Marlí Freitas Brauwere, Marino Quadros, Sonia Zanello, Vander de Freitas Melo, Caroline Zanello Broska Muraro, Otavio Eloi Tambosi, Grace Kelly Tambosi e Bianca Andrade: vocês foram demais! Obrigada!

À família. Obrigada minha mãe, Rita Gandolfi Hamerski por todo o auxílio emocional e material. Agradeço também à minha tia Frieda Saicla Barros e a meu irmão Bruno Herbert Barros pelas longas conversas e conselhos. Agradeço também a meu pai, seu exemplo me ajudou em toda trajetória.

Agradeço a Mauricio Lopes Gonçalves por todo o companheirismo, auxílio e compreensão.

E, finalmente, agradeço à força superior designada por Deus, que realmente é. Muito obrigada a todos!

ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS RELACIONADOS À EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA DE SOLOS AGRÍCOLAS COM APLICAÇÃO DE DEJETOS DE ANIMAIS¹

Autor: Yara Jurema Barros

Orientador: Prof. Carlos Alberto Bissani

Co-orientador: Prof. Flávio Anastácio de Oliveira Camargo

RESUMO

A disposição de dejetos animais resulta no incremento de alguns elementos-traço (ET) no solo, sendo que estes têm potencial poluidor dependendo de fatores como tempo e dose de aplicação. Destacam-se nos dejetos das criações de suínos e aves o cobre (Cu) e o zinco (Zn). Assim sendo, objetivou-se avaliar em que formas químicas os ET estavam associados no solo, a capacidade de adsorção de Cu, Zn e fósforo (P) destes solos, e, o efeito residual da aplicação de dejetos de animais a longo prazo sobre a população bacteriana. Para tanto, foram utilizadas amostras de solo (0-10 cm) de duas áreas experimentais de campo, localizados no Oeste de Santa Catarina, em delineamento de blocos casualizados, com três repetições. Na área 1, foram avaliados os tratamentos controle (C) com adubação mineral sem adição de fontes de nitrogênio; esterco líquido de suínos (ELS) e adubação mineral (AM). Na área 2, foram avaliados os tratamentos testemunha (T), tratamento sem a adição de adubação; composto de esterco suíno (CES) e composto de esterco de aves (CEA). O fracionamento químico dos ETs nas amostras de solo foi realizado conforme Tessier et al. (1979), verificando-se que estes encontram-se principalmente em formas menos solúveis e disponíveis no solo. A adsorção do Cu e Zn foram muito superiores às de P, sendo os valores para a capacidade máximas de adsorção (CMA) de Cu e Zn altos. A diversidade de bactérias e archaeas foi avaliada com amplificação parcial do gene 16S rRNA e posterior sequenciamento. Pelo índice de Shannon e Simpson foi possível diferenciar o tratamento AM frente aos demais. Fatores como pH e formas de N adicionado devem ter favorecido alguns grupos. Grupos ligados ao ciclo do N preponderaram. Entretanto, a grande maioria dos microrganismos não pode ser identificada.

Palavras-chave: dejetos animais, avaliação do solo, fracionamento químico.

¹Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (110 p.) Junho, 2018.

CHEMICAL AND BIOLOGICAL ATTRIBUTES RELATED TO THE EMISSION OF GREENHOUSE EFFECT GASES BY AGRICULTURAL SOILS WITH APPLICATION OF ANIMAL WASTE¹

Autor: Yara Jurema Barros

Orientador: Prof. Carlos Alberto Bissani

Co-orientador: Prof. Flávio Anastácio de Oliveira Camargo

ABSTRACT

The disposal of animal wastes results in the increase of some trace elements (TE) in the soil, which have polluting potential depending on factors such as time and application rate. Copper (Cu) and zinc (Zn) are prominent in swine and poultry manure. The objective of this study was to evaluate the chemical forms of TE in the soil, the adsorption capacity of Cu, Zn and phosphor (P) of these soils, and the residual effect of the application of long-term animal waste on population. For that, soil samples (0-10 cm) of two field experimental areas, located in the west of Santa Catarina, were used in a randomized complete block design, with three replications. In area 1, the control treatments (C) with mineral fertilization without addition of nitrogen sources were evaluated; pig manure (ELS) and mineral fertilization (AM). In area 2, the control treatments (T), treatment without the addition of fertilization were evaluated; composed of swine manure (CES) and poultry manure compost (CEA). The chemical fractionation of ETs in soil samples was performed according to Tessier et al. (1979) and found that these are mainly in less soluble and available forms in the soil. The adsorption of Cu and Zn were much higher than the adsorption rates of P, with the maximum adsorption capacity (MAC) of Cu and Zn being high. The diversity of bacteria and archaea was assessed with partial amplification of the 16S rRNA gene and subsequent sequencing. Using the Shannon and Simpson index was possible differentiate the AM treatment from the others. Factors such as pH and added N forms must have favored some groups. Groups linked to the N cycle predominated. However, the vast majority of microorganisms cannot be identified.

Keywords: animal waste, soil assessment, chemical fractionation.

¹Doctoral thesis in Soil Science. Graduate Program in Soil Science, Faculty of Agronomy, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (110 p.) June, 2018.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I - Introdução Geral	01
CAPÍTULO II – Revisão Bibliográfica	03
2.1 O do uso de dejetos animais	03
2.2 Superfícies de reação do solo	06
2.3 Valores de referência de ementos-traço	09
2.4 Fracionamento químico de elementos-traço	13
2.5 Diversidade bacteriana	16
CAPÍTULO III - DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	26
3.1 Experimento 1	27
3.2 Experimento 2	28
3.3 Amostragem do solo	30
3.4 Caracterização química, física e mineralógica do solo	30
CAPÍTULO IV - ESTUDO 1: EXTRAÇÃO SEQUENCIAL PARA AVALIAÇÃO DE Cu, Zn, Mn, Cd, Ni, Cr E Pb EM SOLOS COM APLICAÇÃO DE DEJETOS DE ANIMAIS	33
4.1 Introdução	33
4.2 Hipótese	35
4.3 Objetivo	35
4.4 Material e métodos	35
4.4.1 Fracionamento dos elementos-traço	36

4.4.1.1 Fração solúvel em água	36
4.4.1.2 Fração trocável	37
4.4.1.3 Fração ligada a carbonatos	37
4.4.1.4 Fração ligada a óxidos de ferro e manganês	37
4.4.1.5 Fração ligada à matéria orgânica	38
4.4.1.6 Fração residual	38
4.4.1.7 Fração residual	39
4.4.1.8 Análise estatística	39
4.5 Resultados e discussão	39
4.6 Conclusão	49
CAPÍTULO V - ESTUDO 2: ADSORÇÃO DE Cu, Zn e P EM SOLOS ADUBADOS COM DEJETOS ANIMAIS	50
5.1 Introdução	50
5.2 Hipótese	51
5.3 Objetivo	51
5.4 Material e métodos	52
5.4.1 Capacidade máxima de adsorção de Cu, Zn e P	53
5.4.2 Análise estatística	53
5.5 Resultados e discussão	54
5.6 Conclusão	61
CAPÍTULO VI - ESTUDO 3: DIVERSIDADE DE BACTÉRIAS E ARCHAEA DE SOLO SOB INFLUÊNCIA DE APLICAÇÃO CONTINUADA DE DEJETOS DE ANIMAIS	62
6.1 Introdução	62
6.2 Hipótese	64

6.3 Objetivo	64
6.4 Material e métodos	64
6.4.1 Extração de DNA do solo, amplificação parcial do gene 16S rRNA e sequenciamento	66
6.4.1.1 <i>Análise estatística</i>	67
6.5 Resultados e discussão	67
6.5.1 População bacteriana e arqueobacteriana do solo	67
6.5.2 Índices de diversidade	83
6.6 Conclusão	85
CAPÍTULO VII – CONCLUSÕES	86
CAPÍTULO VIII - PERSPECTIVAS FUTURAS DE PESQUISA	87
Referências	88

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1. Faixas e teores totais médios de referências de alguns elementos-traço em solos.....	10
Tabela 2. Valores orientadores ¹ de alguns elementos-traço para solos no Estado de Santa Catarina.....	11
Tabela 3. Valores máximos permitidos de elementos-traço propostos para amostras dentro da faixa de concentração esperada para os solos de cada grupo no Estado de Santa Catarina.....	12
Tabela 4. Valores orientadores nacionais para elementos-traço em solos.....	12
Tabela 5. Adição de nutrientes desde o início do experimento pela aplicação de esterco líquido suíno (ELS).....	28
Tabela 6. Adição de nutrientes desde o início do experimento pela aplicação de composto de esterco suíno (CES).....	29
Tabela 7. Adição de nutrientes desde o início do experimento pela aplicação de composto de esterco de aves (CEA).....	29
Tabela 8. Caracterização química, física e mineralógica do solo das áreas dos experimentos 1 e 2 (médias de três repetições).....	32
Tabela 9. Fracionamento químico de elementos traço no solo das áreas dos experimentos 1.....	43
Tabela 10. Fracionamento químico de elementos traço no solo das áreas dos experimentos 2.....	44
Tabela 11. Correlações de Pearson na área do experimento 1.....	47
Tabela 12. Correlações de Pearson na área do experimento 2.....	48
Tabela 13. Parâmetros de ajuste à equação de Langmuir.....	60
Tabela 14. Capacidade máxima de adsorção de cobre, zinco e fósforo do solo.....	61
Tabela 15. Correlações entre a capacidade máxima de adsorção de cobre, zinco e fósforo do solo e características químicas do solo.....	61

RELAÇÃO DE FIGURAS

Figura 1. Processos que governam a solubilidade, disponibilidade e mobilidade dos metais no solo.....	07
Figura 2. Localização da cidade das áreas experimentais.....	26
Figura 3. Vista geral (a) e da localização dos experimentos 1 (b) e 2 (c) na área da Epagri, Chapecó, SC.....	27
Figura 4. Proporção relativa dos elementos-traço Cu, Zn e Mn em cada fração do solo da área do experimento 1.....	45
Figura 5. Proporção relativa dos elementos-traço Cu, Zn e Zn em cada fração do solo da área do experimento 2.....	46
Figura 6. Comportamento adsortivo do cobre.....	57
Figura 7. Comportamento adsortivo do zinco.....	58
Figura 8. Comportamento adsortivo do fósforo.....	59
Figura 9. Abundância dos reinos Bacteriano e Archaea.....	69
Figura 10. Composição dos filos referentes aos microrganismos Bacterianos e Archaea.....	69
Figura 11. Composição das classes referentes aos microrganismos Bacterianos e Archaea.....	70
Figura 12. Composição das ordens referentes aos microrganismos Bacterianos e Archaea.....	70
Figura 13. Composição das famílias referentes aos microrganismos Bacterianos e Archaea.....	71
Figura 14. Composição dos gêneros referentes aos microrganismos Bacterianos e Archaea.....	71
Figura 15. Proporção relativa da população de Bactérias e Archaea na área experimental 1.....	80

Figura 16. Proporção relativa da população de Bactérias e Archaea na área experimental 2.....	81
Figura 17. Análise de Coordenadas Principais da população de Bactérias e Archaea nas áreas experimentais 1 e 2.....	82
Figura 18. Índices de diversidade relativas a Unidades Taxonômicas Operacionais (OTUs) das áreas experimentais 1 e 2.....	83

RELAÇÃO DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
ET	Elementos-traço
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
CQFS- RS/SC	Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos estados do RS e SC
ELS	Esterco líquido de suínos
pH	Potencial hidrogeniônico
OH	Óxido de hidrogênio
CMA	Capacidade máxima de adsorção
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
HF	Ácido Fluorídrico
CTC	Capacidade de Troca de Cátions
DNA	Ácido desoxirribonucléico
DLS	Dejetos líquidos suínos
WPS-2	Eremiobacterota
CEPAF	Centro de Pesquisa de Agricultura Familiar
Epagri	Empresa de Pesquisa e Extensão Rural de Santa Catarina
AM	Adubação Mineral
CES	Composto de Esterco Suíno
T	Testemunha
CEA	Composto de Esterco de Aves
TFSA	Terra fina seca ao ar

SN	Solo natural
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EAA	Espectroscopia de absorção atômica
ANOVA	Análise de variância
C	Composto
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
SAS	Programa
PCoA	Avaliação de coordenadas principais
Cu	Cobre
Zn	Zinco
Mn	Manganês
Cd	Cadmio
Ni	Níquel
Cr	Cromo
Pb	Chumbo
P	Fósforo
N	Nitrogênio
Fe	Ferro
B	Boro
Cl	Cloro
Co	Cobalto
Se	Selênio
Al	Alumínio
O	Oxigênio
Hg	Mercúrio
S	Enxofre
Ca	Cálcio

Mg	Magnésio
Na	Sódio
mL	Mililitro
rpm	Rotações por minuto
mol	Unidade de medida da quantidade de matéria

CAPÍTULO I - Introdução Geral

O Brasil produziu quase 13.000 t de carne de frango e pouco mais de 2.000 t de carne suína em 2017 (ABPA, 2017). Segundo relatório divulgado sobre os agrocombustíveis em março de 2008, pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), de 2012 até 2030, o mundo terá de aumentar a produção per capita de carne em 20%. As carnes com perspectivas de maiores crescimentos serão a carne de aves (40,4%), suína (20%), de peixe (19%) e bovina (12,7%) (De Paula et al., 2010).

A suinocultura continua a ampliar suas atividades, e, ao longo dos anos, mudou sua tecnologia e manejo dos animais, fazendo com que estes sejam criados em sistema intensivo, o qual é mais produtivo (Gentilini e Anciuti, 2013). Com isso, vieram alguns problemas, como é o caso do grande volume de águas residuárias, as quais são utilizadas como fertilizante. Tais águas possuem baixa quantidade de matéria seca, o que traz dificuldades como o encarecimento de seu transporte para áreas de maior distância. Isso faz com que haja concentração nas áreas produtivas, como é o caso do oeste do Estado de Santa Catarina (Oliveira, 2004).

A atividade avícola também gera uma grande produção de resíduos, como, por exemplo, a cama de frango, que além de conter nutrientes pode conter contaminantes. Esses contaminantes são elementos-traço (ET), os quais são adicionados na dieta alimentar tanto de aves quanto de suínos, e, com isso, podem gerar problemas no ambiente quando da sua disposição no solo, concentrando-se em maior quantidade nas camadas mais superficiais do solo, principalmente em áreas em sistema de plantio direto.

Os ET podem acumular-se no ambiente onde manifestam sua toxicidade, sendo os solos e os sedimentos seus locais de fixação (Baird, 2002). O arsênio, o mercúrio, o cádmio, o chumbo, o cobre, o níquel e o cobalto são os mais potencialmente tóxicos (Camargo et al., 2001). Os quatro primeiros são particularmente tóxicos aos animais superiores e os três últimos, às plantas (Mcbride, 1994; Oliver, 1997). Mesmo os micronutrientes, quando presentes em altas concentrações, podem alcançar níveis tóxicos às plantas e aos microrganismos (Camargo et al., 2001). Os elementos-traço também podem causar toxidez aos microrganismos (Obbard e Jones, 1993) e, uma vez absorvidos, podem fazer parte da cadeia trófica (Accioly e Siqueira, 2000).

Assim sendo, o acúmulo de elementos-traço pode causar efeitos deletérios na comunidade microbiana e interferir na ciclagem de nutrientes, podendo chegar ao topo da cadeia trófica. Por isso, é muito importante estabelecer doses seguras de aplicação.

Para isso, é necessário compreender os principais processos que controlam a compartimentalização de elementos-traço entre as fases sólida e líquida, a saber: adsorção/dessorção e precipitação/dissolução (Hering, 1995). Tais processos são dependentes das características físicas, químicas e mineralógicas de cada solo, além dos teores destes elementos.

Diferentes microrganismos dominam o solo, mas o significado ecológico de boa parte de suas relações permanece desconhecido, principalmente devido ao desconhecimento das relações entre o tratamento do solo e seus efeitos na ecologia microbiana. Estudos sobre a diversidade microbiana podem fornecer dados para a compreensão das comunidades no solo e o conhecimento das suas interações com outros componentes da biodiversidade.

O objetivo geral deste estudo é determinar a relação entre os elementos-traço advindos da aplicação de dejetos suínos e de aves no solo, a diversidade e atividade microbiana e o impacto nas emissões de gases de efeito estufa. Para tanto, foram conduzidos três estudos: Estudo 1: extração sequencial para avaliação de Cu, Zn, Mn, Cd, Ni, Cr e Pb em solos com aplicação de dejetos de animais; Estudo 2: Adsorção de Cu, Zn e P em solos adubados com dejetos animais; Estudo 3: Diversidade de bactérias e archaea de solo sob influência de aplicação continuada de dejetos de animais.

CAPÍTULO II – Revisão Bibliográfica

2.1 O do uso de dejetos animais

Segundo estimativas do USDA, em 2013 foram produzidas no Brasil 3.370.000 t em equivalente-carcaça de suínos (ABPA, 2014). A média de consumo de carne suína vem apresentando aumento nos últimos anos (2007: 13 kg⁻¹ habitante ano⁻¹, em 2016: 14,4 kg⁻¹ habitante ano⁻¹) com exportação de 19,6% da produção total (ABPA, 2017). Com relação à carne de frango as exportações chegam a 34%, com consumo per captita de 41,1 kg⁻¹ habitante ano⁻¹ em 2016 (ABPA, 2017).

O estado de Santa Catarina concentra a maior produção de suínos do país e o segundo lugar no abate de frangos, com 26,35% e 16,06%, respectivamente do total de abates, segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, sendo o Brasil o segundo maior produtor mundial de carne de frango e o maior exportador (ABPA, 2017).

Em geral, os suínos geram em média 8,5 L animal⁻¹ dia⁻¹ de dejetos sendo que na fase da lactação chegam a gerar 27 L animal⁻¹ dia⁻¹ contendo 40% de matéria seca, gerando assim grandes volumes que são dispostos em lagoas (Oliva et al., 2002). Para aves, Oliveira (1996) estima que para um animal de 2,421 kg de peso médio ocorre produção de 2,615 kg de esterco, sendo que a cama de aviário aumentaria este peso em 500 g por animal.

Na análise censitária de entre 1985 e 1996 constataram-se alterações significativas na estrutura produtiva e no perfil tecnológico da suinocultura no estado de Santa Catarina Neste período, ocorreu uma diminuição do número de propriedades com suínos e na quantidade de produtores que detêm na suinocultura sua principal atividade, indicando uma

forte concentração da produção e aumento da produtividade do rebanho industrial, representando um aumento de 86% na participação deste segmento (Guivant e Miranda, 2004).

A produção intensiva e o aumento de produtividade também resultaram no aumento da geração de dejetos e da poluição por dejetos suínos, que têm causado desequilíbrios ecológicos em diversos municípios da região Sul, principalmente no oeste do Estado de Santa Catarina. Este panorama foi agravado a partir da década de 1970, quando a produção desses resíduos orgânicos excedeu em grande parte sua capacidade de absorção pelo meio ambiente (Sobestiansky et al., 1998). Segundo Oliva et al. (2002), a capacidade poluidora dos dejetos de suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies, a exemplo da humana, pois enquanto a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), per capita de um suíno de 85 kg de peso vivo varia de 189 a 208 g⁻¹ animal⁻¹ dia⁻¹, a doméstica é de apenas 45 a 75 g⁻¹ habitante⁻¹ dia⁻¹, por exemplo.

Em solos agrícolas, a aplicação de dejetos de suínos pode ser uma eficiente forma de ciclagem de nutrientes e uma das melhores alternativas para seu descarte, minimizando seu potencial poluente. Mas, as diferenças entre a sua composição e as necessidades das plantas, especialmente de elementos-traço, dificulta seu uso mais racional (Martins et al., 2011).

Por ser um resíduo que contém altos teores de matéria orgânica e de outros nutrientes, principalmente o N e o P, o dejetos de suínos pode melhorar as propriedades físicas e as características químicas e biológicas do solo, o que possibilita seu aproveitamento na agricultura como fornecedor de nutrientes e elementos benéficos ao desenvolvimento e à produção das plantas (Scherer et al., 2007). Entretanto, o uso incorreto dos dejetos de suínos pode trazer efeitos deletérios ao solo, como por exemplo, o entupimento dos macroporos, causando o selamento superficial que dificulta a infiltração de água e a troca de gases entre a atmosfera e o solo; além disso, também oferece o risco de salinização do solo, poluição do solo e plantas com elementos-traço e contaminação do homem e animais por agentes patogênicos provenientes dos dejetos (Matos et al., 1997). Ademais, segundo Ariovaldo et al. (2010), devido à carência de áreas agrícolas aptas a receber estes

crescentes volumes de dejetos, está ocorrendo contaminação das águas em áreas rurais, como resultado da destinação inadequada dos dejetos.

Segundo a Instrução Normativa da FATMA (Fundação do Meio Ambiente) de 2009, atualizada em 2014, a utilização dos dejetos suínos têm como limitante o teor de P, o qual não pode exceder a classe alta em solos, segundo prerrogativas da CQFS-RS/SC (2004) e atualizações na camada de 0-10 cm. A composição dos dejetos é reflexo do tipo de alimentação oferecida aos animais. Com base em seus teores no material em base seca, as quantidades dos nutrientes, nitrogênio, fósforo e potássio variam entre 4,5 kg a 6,0 kg m⁻³ nos dejetos suínos (Konzen, 2003).

Berwanger et al. (2008), trabalhando com um Argissolo Vermelho distrófico arênico, com doses até 80 m³ ha⁻¹ antes do cultivo de variadas culturas durante 5 anos, verificaram que a aplicação de esterco líquido de suínos (ELS) na superfície do solo sob sistema plantio direto, aportando quantidade de P superior àquela exportada pelas culturas, aumentou o P disponível do solo até 15 cm de profundidade, mesmo o P sendo relativamente imóvel no perfil do solo.

A adição às rações suínas de micronutrientes em doses excessivas pode levar ao acúmulo dos mesmos no solo da mesma forma que o P. O Zn, devido a sua grande utilização em rações de leitões, é um elemento com grande possibilidade de causar efeitos deletérios. Além desse têm-se ainda o Cu, Mn e Fe (Scherer, 1996). Além disso, outros metais, como Pb, Ni, Cr e Cd, podem ser encontrados nos dejetos de suínos, por estarem presentes como contaminantes nos suplementos minerais fornecidos nas rações (Basso et al., 2012).

Os elementos-traço são elementos relativamente estáveis e persistentes no ambiente, além de serem não degradáveis, teratogênicos, mutagênicos e carcinogênicos (Alloway, 1990; Chen et al., 1991). Porém, B, Cl, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se e Zn são micronutrientes essenciais para os seres vivos, sendo requeridos em pequenas quantidades para desempenho de diversas funções (Alloway, 1990; Chen et al., 1991; McBride, 1994).

Scherer et al. (2010), trabalhando com solos da região oeste de Santa Catarina com histórico no uso de dejetos de suínos como fertilizante, encontraram acúmulo de Cu e Zn nas camadas superficiais do solo,

principalmente até a profundidade de 5 cm. O mesmo foi verificado por Giroto et al. (2010), no qual um estudo demonstrou que aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos no solo aumentaram os teores de Cu e Zn das camadas superficiais, com migração até 12 e 10 cm de profundidade, respectivamente. Além disso, o Cu e Zn adicionados foram acumulados no solo em formas biodisponíveis, sendo preferencialmente ligados às frações orgânica e mineral, respectivamente.

Londoño (2012) também encontrou acúmulo desses metais no solo principalmente no tratamento com cama sobreposta, metais estes oriundos de dejetos suínos, e, além disso, verificaram que a aplicação de cama sobreposta promoveu o aumento da biomassa microbiana do solo e da atividade microbiana.

2.2 Superfícies de reação do solo

A adsorção de elementos-traço pelo solo depende de vários fatores, tais como os teores de argila, de matéria orgânica e de óxidos de Fe, Al e Mn; o pH; a superfície específica e a constituição mineralógica do solo, sendo que na fração argila, os óxidos e os grupos funcionais da matéria orgânica são as superfícies reativas mais importantes. As reações que controlam a mobilidade e biodisponibilidade de metais no solo incluem adsorção/dessorção, precipitação/dissolução e formação de complexos solúveis (Mcbride, 1994) (Figura 1).

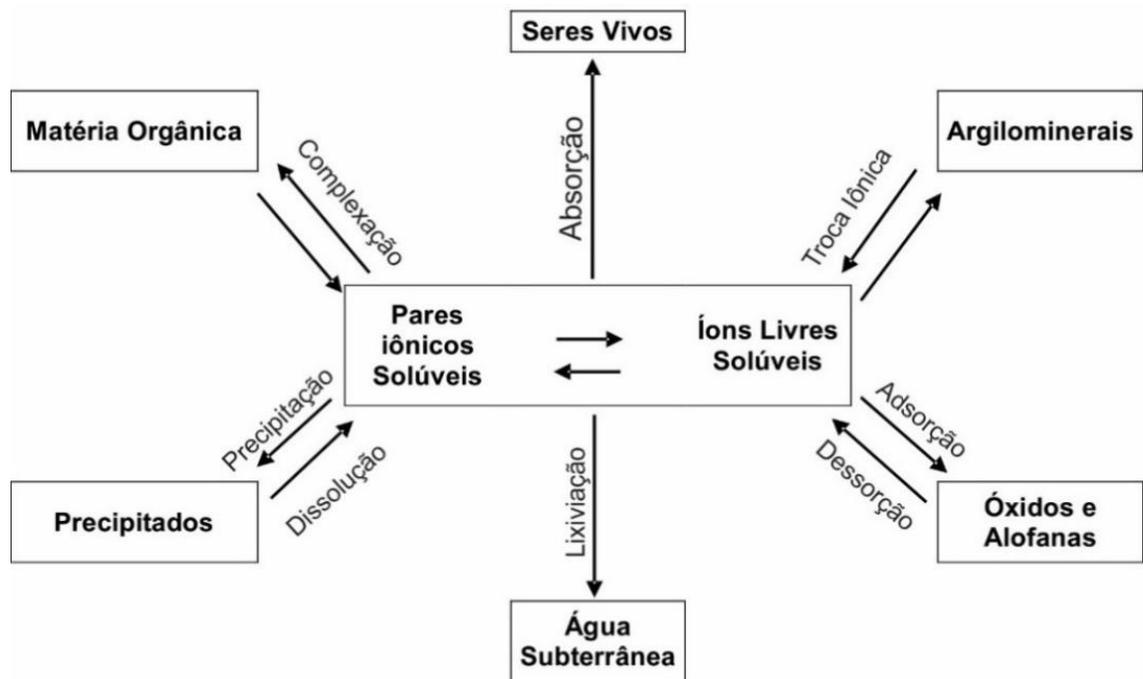


Figura 1. Processos que governam a solubilidade, disponibilidade e mobilidade dos metais no solo.

Fonte: adaptado de Ribeiro Filho (2003).

Um dos principais mecanismos para reduzir a mobilidade e a biodisponibilidade de elementos-traço nos solos é a interação dessas espécies químicas com a fase sólida do solo (minerais da fração argila e da fração húmica da matéria orgânica). Os argilominerais, principalmente a caulinita, os óxidos de Fe e Al, como goethita, hematita e gibbsita, e a matéria orgânica representam a fase sólida dos principais solos brasileiros, com uma grande variedade de sítios de adsorção.

A adsorção dos metais na fração dos argilominerais pode ocorrer por meio da formação de ligações covalentes (esfera interna) ou eletrostáticas (esfera externa) com os grupos OH^- e/ou O^- nas superfícies desses colóides. No que diz respeito aos óxidos, deve ser considerado o grau de cristalinidade, pois óxidos menos cristalizados têm maior potencial de adsorção dos metais devido a maior área superficial específica (Martins et al., 2011).

A matéria orgânica, que representa de 5 a 50 g kg^{-1} dos componentes sólidos dos solos minerais, tem efeitos pronunciados nas reações químicas do solo, principalmente nos horizontes superficiais. São os grupamentos carboxílicos e fenólicos (Kyziol et al., 2006), presentes em grande número na estrutura de ácidos húmicos e fúlvicos, os maiores responsáveis

pela capacidade adsorviva da matéria orgânica (Harter e Naidu, 1995), sendo que o comportamento da matéria orgânica do solo em relação aos elementos-traço depende de características de tamanho molecular, massa molar, estrutura e características de solubilidade (Kyziol et al., 2006).

Atributos químicos, tais como pH e força iônica, interferem nos processos de adsorção, principalmente em solos oxídicos e cauliniticos, pois modificam a superfície de carga dos colóides, regulando a magnitude com que esses processos se dão no solo (Naidu et al., 1998).

Em geral, o aumento do pH do meio favorece a adsorção dos elementos-traço (Casagrande et al., 2004; Joris et al., 2012). Isso ocorre devido à dissociação de H^+ de grupos OH da matéria orgânica e de óxidos de Fe e de Al com o aumento do pH, aumentando assim as cargas negativas (Alleoni et al., 2005). Porém, o contrário ocorre com a força iônica, que, ao aumentar, diminui a adsorção dos metais (Casagrande et al., 2004).

Com relação ao P, a adsorção aos coloides inorgânicos do solo dá-se em argilas silicatadas e oxi-hidróxidos, dependendo do grau desses sítios de carga positiva de saturação com P (Rheinheimer et al., 2003; Barrow, 2008). Durante o processo de adsorção do P, ocorrem três estádios temporais: no estágio 1, os grupos $R-OH_2^+$ são neutralizados; no estágio 2, ocorrem as trocas de ligantes; e, no estágio 3, acontecem interações eletrostáticas entre o PO_4 e a superfície dos coloides (Parfitt, 1978 apud Oliveira et al., 2014).

A função que relaciona a concentração de espécies adsorvidas nos sólidos e a sua concentração na solução é geralmente obtida na forma de isoterma. Uma das isotermas mais utilizadas no caso do Cu, do Zn (Nascimento & Fontes, 2004, Usman et al., 2008; Bender et al., 2013) e do P é a do tipo L (Langmuir) (Oliveira et al., 2014), a qual possui boa adequação para descrever o equilíbrio no solo, assim como predizer a capacidade máxima de adsorção (CMA) de um solo, bem como concentrações nas condições de equilíbrio. O solo possui uma capacidade limitada para adsorver tanto cátions quanto ânions, sendo assim a adição continuada sem levar-se em conta a CMA propicia teores disponíveis cada vez maiores o que pode levar a contaminação de águas superficiais, por erosão, com potencial de eutrofização no caso do P, águas subterrâneas por lixiviação, ou ainda à efeitos tóxicos às plantas com possibilidade de bioacumulação e translocação para partes aéreas,

principalmente no caso do Cu e do Zn, à biota do solo e ao próprio homem por contato direto ou indireto.

É importante salientar que solos contaminados geralmente contêm grandes quantidades de vários elementos-traço que podem competir uns com os outros por sítios de sorção. Assim, a concorrência entre os cátions deve ser considerada para avaliar a biodisponibilidade potencial, toxicidade e lixiviação destes elementos nos solos (Serrano et al., 2005).

Cada tipo de solo, de acordo com suas características, possui uma determinada capacidade de retenção de elementos-traço. Quando se excede esta capacidade, o metal pode sofrer lixiviação ou ser carregado pela chuva e pode atingir águas superficiais e subterrâneas. Assim, a determinação da capacidade de retenção de metais contaminantes no solo é de fundamental importância quando relacionada à solubilidade e à disponibilidade do poluente no meio (Gonçalves et al., 2013).

Pierangeli et al. (2004), trabalhando com Latossolos com e sem pré-incubação de P na forma de $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, encontraram que as amostras com adição de P favoreceram a adsorção de todos os metais em estudo (Cd, Cu e Pb), principalmente no horizonte B. A explicação para este comportamento é que um ânion, quando adicionado ao solo antes de um metal poderá ligar-se aos óxidos de Fe ou Al presentes, alterando a carga líquida superficial de positiva para negativa (Chorover, 1997) o que facilita a formação de complexos ternários (McBride, 1994).

Segundo Moreira e Alleoni (2010), que estudaram a adsorção de Cu, Zn, Cd e Ni em 14 solos, a sequência de afinidade de adsorção para tais cátions foi $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cd}$ em sistema não-competitivo. Estudos demonstram que quando o Cu e o Zn são colocados em um sistema competitivo o Cu tem sido adsorvido preferencialmente e sua presença afeta a retenção de Zn (Agbenin e Olojo, 2004; Arias et al., 2006; Sipos et al., 2008).

2.3 Valores de referência de elementos-traço

As concentrações naturais de elementos-traço no solo dependem, entre outros fatores, do material de origem e do processo de formação do mesmo (Kabata-Pendias e Pendias, 1992). Pode-se dizer que a contribuição dos elementos-traço oriundos do material geológico, fração litogênica, acontece

por ocasião do intemperismo das rochas. Devido a isso, o material de origem é muito importante na delimitação de concentrações dos elementos da solução do solo (Camargo et al., 2001). Na Tabela 1 são apresentadas concentrações totais dos elementos em solos naturais devido ao intemperismo das rochas.

Tabela 1. Faixas e teores totais médios de referências de alguns elementos-traço em solos.

Metal	Faixa normal (a)	Faixa normal (b)	Teor médio (c)
----- mg kg ⁻¹ -----			
Cd	0,05-1,4	0,01-2	0,01-7
Cr	10-1800	1-1500	5-1000
Cu	2-250	2-250	2-100
Ni	2-2000	2-750	10-1000
Mn	-	20-10000	200-2000
Pb	1-80	2-300	2-200
Zn	16-110	1-900	10-300

Fonte: (a) Sparks (2003), (b) Bowen (1979), (c) Ross (1994).

Alguns levantamentos sobre os teores de elementos-traço foram realizados no Brasil (Souza et al., 1996; Fadigas et al., 2002), porém, os mesmos não se tornaram oficiais perante os órgãos públicos de gestão ambiental. O conjunto de valores orientadores para o estado de Santa Catarina é apresentado na Tabela 2 (Hugen, 2010), sendo o grupo a que pertencem os solos analisados no presente trabalho enquadrado no grupo 5. Já na Tabela 3 são apresentados pelo mesmo trabalho valores máximos permitidos para cada grupo dos solos analisados com base no teor pseudo total dos elementos.

Tabela 2. Valores orientadores¹ de alguns elementos-traço para solos no Estado de Santa Catarina.

Grupo	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	Concentração no solo ² (mg kg ⁻¹)				
1	44,8	12,7	1,6	18,3	47,8
2	28,2	4,7	1,6	8,8	20,4
3	89,7	113,6	50,7	6,3	71
4	394,9	253,7	89,2	10,8	108,2
5	67,2	114,2	18,9	13,4	56,3
6	34,4	15,5	1,6	13	21
7	46,5	106,3	20,2	16,6	67,6
8	193,3	266	68,8	11,1	95,8
QSm ³	112,4	110,8	31,6	12,3	61

¹ Concentrações consideradas como normais para os solos pertencentes a cada grupo, e que correspondem ao valor do quartil superior (75%) da distribuição de frequências dos dados amostrais em cada grupo.

² Quartil superior médio entre grupos.

³ Quartil superior médio geral para os grupos.

Grupo 1: maioria dos Argissolos, principalmente o horizonte B, derivados de silitoarenito, migmatito, arenito-silito, micaxisto, metaarenito, granulito máfico, Cambissolo derivado de granito, horizonte A de Cambissolo derivado de basalto, e horizonte A de Nitossolo derivado de riodacito.

Grupo 2: horizontes A de Argissolos derivados de sedimentares, metamórficas de sedimentares, granito e granulito máfico.

Grupo 3: Cambissolo Húmico derivado de basalto, Argissolo derivado de basalto, horizonte A e B de Argissolo Amarelo formado sobre horblendito, e horizonte A de Argissolo derivado de granulito máfico e de micaxisto.

Grupo 4: Chernossolos e Nitossolos derivados de basalto.

Grupo 5: solo derivados de basalto – horizonte B de Nitossolo rúbrico, Latossolo úmbrico, horizonte B de Nitossolo típico, Latossolo férrico, Latossolo Bruno e horizonte B de Nitossolo chernossólico de basalto, e amostras de solos formados sobre riodacito – horizonte B de Nitossolo rúbrico, horizonte B de Cambissolo e Nitossolo típico.

Grupo 6: Argissolos derivados de argilitos e silitos, granito e granulito, migmatito e granito, Neossolo húmico derivado de riodacito e Cambissolo hístico derivado de silito.

Grupo 7: Nitossolos derivados de basalto, a maioria dos Cambissolos, derivados de riodacito, e horizonte A de Latossolo de basalto.

Grupo 8: Nitossolos derivados de basalto, andesito basalto e riodacito, horizonte B de Cambissolo organossólico e Cambissolo Háplico derivados de basalto, e horizonte B de Argissolo Alítico formado de granulito máfico.

Fonte: Hugen (2010).

Tabela 3. Valores máximos permitidos de elementos-traço propostos para amostras dentro da faixa de concentração esperada para os solos de cada grupo no Estado de Santa Catarina.

Grupo	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	----- mg kg ⁻¹ -----				
1	127,4	115,1	22,8	60,3	91,9
2	59,6	9,0	1,9	46,5	37,3
3	197,5	469,1	190,9	17,8	165,2
4	1484,4	373,2	157,7	18,8	149,9
5	216,1	277,2	90,6	49,8	113,8
6	106,0	39,7	13,8	42,2	59,4
7	125,8	176,1	53,3	23,3	115,9
8	559,5	841,6	218,8	22,5	180,9

Fonte: Huguen (2010).

A resolução n.º. 420/2009 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) estabelece valores orientadores nacionais para avaliar-se a qualidade do solo e da água subterrânea. Tais valores, apresentados na Tabela 4, são divididos em valores de prevenção e investigação, sendo este último dividido em áreas agrícolas, residenciais e industriais.

Tabela 4. Valores orientadores nacionais para elementos-traço em solos.

Elemento	Prevenção	Investigação		
		Agrícola	Residencial	Industrial
----- mg kg ⁻¹ de solo seco -----				
Cd	1,3	3	8	20
Cr	75	150	300	400
Cu	60	200	400	600
Ni	30	40	100	130
Pb	72	180	300	900
Zn	300	450	1000	2000

Fonte: CONAMA (2009).

Os critérios para o controle da poluição do solo baseiam-se geralmente na quantidade total, ou pseudo total (sem a adição de HF) dos elementos-traço, que fornece os dados de sua reserva no solo (Camargo et al., 2000). No entanto, o teor total não é característica que expresse a disponibilidade para as plantas e os organismos. A distribuição dos metais nos

diversos sítios de adsorção das partículas reativas do solo pode ser usada para estimar a sua biodisponibilidade ou prever contaminações do ambiente (Bosso e Enzweiler, 2008; Casali et al., 2008).

2.4 Fracionamento químico de elementos-traço

O fracionamento químico sequencial, também chamado de extração sequencial, tem sido utilizado para obter informações mais detalhadas sobre origem, modo de ocorrência, disponibilidade biológica e físico-química, mobilização e transporte dos metais em ambientes naturais (Shuman, 1979; Tessier et al., 1979; Sposito et al., 1982; Mattiazzo et al., 2001).

A extração sequencial inicia-se com extrator fraco, como a água, e termina com extrator forte, como o ácido concentrado, terminando com a abertura da amostra (Gleyzes et al. 2002; RAO et al., 2008). O tempo de extração e a relação solo-solução permitem solubilizar a fração específica do elemento da fase sólida, minimizando a interferência nas demais frações (Kotas & Stasicka, 2000; Casali et al., 2008). As extrações se dão sempre com a amostra de solo usada na etapa anterior, sendo a massa do mesmo corrigida ao longo das extrações (Tessier et al., 1979; Kennedy et al., 1997; RAO et al., 2008). Assim, tal procedimento pode inferir sobre a força de ligação dos elementos-traço com as diversas frações do solo e dar uma ideia de mobilização ao longo do tempo, devido a alterações químicas no ambiente (Kennedy et al., 1997; Rashed et al. 2011).

A metodologia proposta por Tessier (1979) por meio de diferentes extratores e condições químicas visa dividir os teores totais dos elementos nas frações: solúvel (extrator: água); trocável (extrator: MgCl_2 1,0 mol L^{-1} (pH 7)); ligada à carbonatos (extrator: acetato de sódio 1,0 mol L^{-1} (pH 5 ajustado com ácido acético); ligada aos óxidos cristalinos e amorfos (extrator: cloridrato de hidroxilamina 0,04 mol L^{-1} em 25% (v/v) de ácido acético); ligada à matéria orgânica (extrator: HNO_3 0,02 mol L^{-1} + de H_2O_2 30% (pH 2)/ acetato de amônio 3,2 mol L^{-1} em 20% (v/v) de HNO_3) e residual (extrator: HNO_3 + H_2O_2 + HCl (USEPA, 1998).

Tem-se verificado que os elementos de maior mobilidade se encontram, predominantemente, nas formas químicas solúvel, trocável e ligado

a carbonato, enquanto os de baixa mobilidade aparecem ligados às frações óxidos de Fe, Mn, além das frações orgânica e residual (Amaral Sobrinho et al., 1994).

A fração solúvel é representada pelos íons livres e complexos solúveis, como biomoléculas e ácido fúlvico, na solução do solo. Estes podem ser absorvidos pelas plantas e/ou lixiados no solo (Alloway, 1990).

Na fração trocável, ocorre uma troca de íons nos sítios de carga negativa com os íons em solução no solo (Gomes et al., 1997), ou seja, é a fração prontamente disponível para as plantas, junto com a fração solúvel em água. Isto porque as ligações de elementos-traço envolvidas nesta fração são complexos de esfera externa, geralmente com baixa energia de ligação, o que possibilita uma rápida reposição de íons para a solução do solo (Alloway, 1990).

No entanto, a fração ligada a carbonatos não está prontamente disponível, sendo sensível a variações nos valores de pH do ambiente (Yang et al., 2002). Isto porque esta fração é formada por precipitados, os quais são dependentes da constante do produto de solubilidade (Alloway, 1990).

No que diz respeito à fração ligada aos óxidos de Fe e Mn, a adsorção dos íons metálicos depende dos sítios de carga negativa, devido a interações eletrostáticas ou covalentes com o grupo OH e o elemento O (Violante et al., 2010), que por sua vez, são influenciados pelo potencial redox associado ao pH, já que variações no potencial redox geram dissoluções e precipitações ou co-precipitações à medida que o sistema se torna mais oxigenado (Licht, 1998).

A fração ligada à matéria orgânica, por apresentar alta CTC, constitui-se num sistema complexante natural, sendo dependentes dos valores de pH para a dissociação de radicais carboxílicos e fenólicos que liberam H^+ (Meurer, 2000; Violante et al., 2010). A ligação com elementos traço dá-se na forma de ligação covalente (esfera interna), que possui maior força, podendo ocorrer em dois ou mais pontos da matéria orgânica, formando assim um complexo conhecido por quelato (Meurer, 2000).

A fração residual corresponde à fração ligada aos minerais do solo não extraída nas frações anteriores, sendo pouco provável a sua liberação em condições naturais (Tessier, et al., 1979, Gleyzes et al., 2002).

Normalmente, a adsorção de Cu e Zn no solo ocorre principalmente na nos sítios de maior energia de ligação, e, em seguida, estes elementos-traço restantes são redistribuídos em frações ligadas com menos energia, que proporcionam maior disponibilidade e mobilidade. O Cu possui maior afinidade pelos sítios disponíveis na matéria orgânica do solo (Gomes, 1997; McBride, 1997), entretanto o Zn possui maior afinidade pela fração oxídica do solo, seguida da retida na matéria orgânica (Lindsay, 1972), sendo este último normalmente encontrado com pequena proporção nas frações trocável e solúvel (Oliveira, 2003).

Contudo, aplicações frequentes de dejetos de animais podem aumentar os teores de Cu e Zn solúvel e trocável nas frações no solo, criando um risco de potencial toxicidade para plantas, mas também de potencial contaminação da água, por transferência em escoamento na superfície do solo e lixiviação por meio do perfil (Ceretta et al., 2010).

Tiecher et al. (2013), trabalhando com solos que receberam adição de dejetos suínos, em doses equivalentes a $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$, encontraram aumento do conteúdo de Cu e Zn disponíveis na camada superficial do solo em área com aplicação de 2003 a 2010, em solo arenoso, sendo o cobre acumulado principalmente no meio orgânico e frações residuais, e o zinco preferencialmente na argila fração mineral, ou seja, nas frações oxídica e residual, especialmente nas camadas superficiais do solo. Giroto et al. (2010) trabalhando com um Argissolo Vermelho distrófico arênico com histórico de 6 anos de aplicação de dejetos suínos também encontraram resultados semelhantes para Cu e Zn.

Seganfredo (2013) que trabalhou com solos com aplicação de dejetos suínos por mais de 10 anos também encontrou aumento das frações mais disponíveis para Cu e Zn no solo, apesar das formas recalcitrantes (oxídica e resisual) serem preponderantes. Este trabalho também encontrou aumento das formas mais disponíveis para P em decorrência da aplicação de dejetos.

2.5 Diversidade bacteriana

A funcionalidade do ecossistema é governada principalmente pela dinâmica microbiana (Walker e Reuter, 1996). Tal funcionalidade está relacionada a transformação e decomposição da matéria orgânica, aos ciclos biogeoquímicos, fluxo de energia no solo, controle biológico de doenças e pragas, biorremediação de poluentes, degradação de herbicidas e fixação biológicas de nitrogênio (Parra et al., 2002; Mendes et al., 2010).

Dick et al. (1996) propuseram um monitoramento da população e atividade microbiana do solo como indicador da qualidade do solo, pois tais atributos são muito sensíveis às interferências do ambiente, como os incrementos na concentração de elementos-traço. Mais recentemente, uma consciência crescente vem emergindo sobre a importância da diversidade na estrutura da comunidade microbiana nos ecossistemas terrestres como um indicador do estresse advindo da contaminação por elementos-traço (Doelman et al., 1994; Pennanen et al., 1996; Liao et al., 2005). Entretanto, ainda é difícil interpretar a variação da estrutura da comunidade microbiana em função dos papéis desempenhados de muitos organismos na qualidade do solo (Johnson et al., 2003).

A concentração e a atividade dos microrganismos do solo são influenciadas pela disponibilidade de matéria orgânica no solo e pela qualidade dos resíduos orgânicos adicionados. Fatores inerentes à matéria orgânica, como a relação C/N, presença de lignina e granulometria, interferem na composição microbiana (Alexander, 1977). Além disso, alterações na umidade, temperatura no ambiente, além dos nutrientes, influenciam nos nichos, ou micro habitats, para suportar as populações microbianas (Roesch et al., 2007).

Schulten e Hempfling (1992) demonstraram que o crescimento da comunidade microbiana do solo é limitado quando ocorre intenso cultivo e baixa disponibilidade ou baixa qualidade de fonte energética (matéria orgânica). Quando um material rico em C-orgânico é adicionado ao solo, é utilizado pelos microrganismos como fonte de energia e também como substrato de produção de biomassa microbiana, o que promove aumento na atividade biológica e conseqüente liberação de CO₂ (Severino et al., 2004).

Alguns elementos-traço são necessários para o crescimento dos microrganismos. Entretanto, Hg e Pb não apresentam funções biológicas, enquanto que Zn, Cu, Ni e Co são essenciais para as plantas, animais e microrganismos, mas requeridos em pequenas quantidades (Chaudri et al., 1992). Todavia, deve-se considerar que todos são potencialmente tóxicos em concentrações altas, provocando desnaturação de proteínas e bloqueios de sítios de ligação de enzimas (Siqueira et al., 1994).

De forma geral, os elementos-traço possuem uma influência negativa clara sobre os processos mediados biologicamente do solo quando em excesso (Lee et al., 2002), como redução das transformações de compostos nitrogenados, principalmente reduzindo a taxa de nitrificação (Hassen, et al., 1998; Munn, et al., 2000), além de reduzir a taxa de decomposição microbiana da celulose (Chew et al., 2001) e a mineralização da matéria orgânica do solo (Reber, 1992).

Altas concentrações de elementos-traço promovem inibição da atividade das populações de bactérias e fungos, alterando de imediato o equilíbrio microbiológico do ecossistema (Reber, 1992; Landmeyer et al., 1993). É importante também dizer que a intensificação da agricultura também pode ocasionar perda de biodiversidade no solo, podendo gerar extinção de espécies ou perda de função, fato este que pode reduzir as condições de habitabilidade do ambiente, diminuindo a capacidade de resistência a períodos de estresse e efeitos ambientais indesejados (Giller et al., 1997).

Com a utilização da metagenômica, existe a possibilidade de acessar os genes de bactérias de um determinado ambiente, independente de técnicas de cultivo, através da extração de DNA diretamente do solo e com a construção de uma biblioteca metagenômica com este genoma misto (Pace, 1997). Conseqüentemente, há uma probabilidade de se conhecer mais rapidamente a comunidade bacteriana local, com a possibilidade de se explorar novos recursos microbianos (Rondon et al., 2000).

Foi evidenciado que a metagenômica tornou possível determinar a diversidade e a atividade de comunidades, vias metabólicas, microrganismos ou genes específicos (Steele e Streit, 2005) e passou a ser empregada em estudos em ambientes diversos, incluindo solos (Souza et al., 2013), por isso a

importância de empregar-se técnicas como esta na averiguação da qualidade da população microbiana.

As comunidades microbianas contêm uma complexidade incomparável, o que as torna recalcitrantes para descrever e comparar. A caracterização desta complexidade contribuirá para o entendimento de processos ecológicos que direcionam interações microrganismo hospedeiro, biorremediação e biogeoquímica (Goulart et al., 2013).

Para os microbiologistas, o solo é um dos mais complexos e desafiantes ambientes, contendo a maior diversidade microbiana do planeta. A maioria destes microrganismos ainda não estão caracterizados e representam um reservatório enorme de diversidade genética e metabólica ainda não muito explorado (Mocalli e Benedetti, 2010). Devido a isso e às diferenças nos componentes físicos, químicos e biológicos, o solo é considerado o ambiente microbiano mais diverso no mundo (Daniel, 2005) e, assim sendo, interferências nos fatores abióticos devem provocar mudanças nas comunidades microbianas do solo.

As bactérias e arqueias (Archaea) possuem papel fundamental na composição e manutenção da biosfera. Isto porque tais microrganismos atuam nos ciclos biogeoquímicos, biotransformando elementos orgânicos e inorgânicos em processos de decomposição e intemperismo, atuando na formação de solos e sedimentos, fato que possui influencia nas transformações de minerais, metais, metalóides e matéria orgânica (Gadd, 2010). É possível afirmar que tais possuem metabolismo tão diversos que participam de todos os ciclos dos elementos essenciais (Soni et al., 2007).

Segundo Wang et al. (2007), à medida que as fontes de Cu e Zn se afastavam, as quais eram pertencentes a uma área de mineração, ocorria um número maior de bandas, o que demonstra que a contaminação com elementos-traço diminui a diversidade da mesma, a qual foi verificada pelo índice de Shannon e utilização dos primers F338 e R518 para a amplificação de genes 16S rDNA bacterianos e Primers F243 e R518 para a amplificação de actinomicetes no solo. Tal comportamento também foi encontrado por Zhaojun et al. (2006), em que a alteração da estrutura da comunidade microbiana com aparecimento de nova banda foi atribuída às bactérias resistentes ao Cu e ao Zn.

Porém, Pedrinho et al. (2009), trabalhando com Latossolo Vermelho Distroférico submetido à aplicação de lodo de esgoto e utilizando o gene 16S rRNA, encontraram uma diversidade bacteriana maior na amostra de solo com aplicação de lodo de esgoto, com um aumento dos filos Acidobacteria, Actinobacteria e Proteobacteria da biblioteca BAR 1N em relação à biblioteca controle, organismos estes com grande capacidade de decomposição da matéria orgânica. Os filos Verrumicrobia e Nitrospirae mostraram redução quando da aplicação de lodo de esgoto, principalmente o Nitrospirae.

Hamma et al. (2016), trabalhando com solos com aplicação de dejetos suínos comparada à área com aplicação de ureia, encontraram que a aplicação do dejetos favoreceu o aumento da diversidade bacteriana, como resultado de recursos nutricionais fornecidos nos tratamentos orgânicos.

Liu et al. (2017) verificaram que a estrutura da comunidade bacteriana no solo pode ser muito influenciada pela aplicação de diferentes fertilizantes (orgânicos ou minerais) por causa das alterações das propriedades físico-químicas do solo. A aplicação de fertilizantes demonstrou aumento de Proteobacteria, Chloroflexi e Bacteroidetes e diminuição de Actinobacteria ($P < 0,05$), sendo que a maior abundância encontrada foi em uma das culturas com aplicação de esterco suíno.

Os microrganismos são capazes de responder rapidamente às mudanças no solo, sendo a atividade microbiana do solo agente demonstrador da influência conjunta dos fatores responsáveis pela degradação da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Zhang et al., 2011), o que pode inferir sobre a qualidade do solo.

A forma mais direta e comum de se medir diversidade é usar a riqueza de espécies, que consiste simplesmente no número de espécies que temos numa determinada comunidade ou área de interesse (Wilsey et al. 2005). Os índices de diversidade combinam dois atributos de uma comunidade: riqueza de espécies e equabilidade (também denominada equitabilidade (Martins & Santos, 1999)). A maioria dos índices de diversidade são ditos não-paramétricos, pois independem de parâmetros de uma distribuição. Geralmente consistem de expressão matemática simples envolvendo a abundância relativa de cada espécie na amostra. Provavelmente, os dois índices mais comuns sejam o de Shannon e o de Simpson (Mendes et al. 2008).

Além dos índices de diversidade não-paramétricos, existem índices derivados de distribuições de abundância relativa (Magurran 2004). Um dos mais comuns é o índice alfa da Série Logarítmica proposta por Fisher et al. (1943) (Magurran 2004).

Uma possível exceção à impossibilidade de se interpretar o valor absoluto de um índice é o Índice de Simpson ($1-D$, onde $D = \sum p_i^2$ e p_i = proporção de indivíduos da comunidade que pertencem à espécie i), que indica a probabilidade de dois indivíduos retirados ao acaso da comunidade pertencerem a espécies diferentes.

Embora aparentemente totalmente diferentes, os valores de riqueza de espécies, Índice de Shannon (H') e Índice de Simpson diferem basicamente no peso em que se dá para espécies raras. No caso de riqueza de espécies, o peso é máximo: espécies raras possuem o mesmo peso de espécies comuns. No caso do Índice de Shannon, o peso é intermediário. No caso do Índice de Simpson, o peso de espécies raras é pequeno.

O conceito de diversidade envolve dois parâmetros: riqueza e abundância relativa (Pianka, 1994). Riqueza é a quantidade de espécies e abundância relativa é a quantidade de indivíduos de determinada espécie que ocorre em um local ou em uma amostra (Pianka, 1994, Moreno, 2001).

O índice de Shannon é utilizado para estudos de ecologia, sendo indicado para comparar áreas semelhantes (Magurran, 2004). Tal índice informa o grau de incerteza na previsão de um indivíduo pertencer a uma determinada espécie, sendo que um maior valor de H' representa maior a diversidade do local de estudo. É importante salientar que o índice de Shannon varia entre 1,5 e 3,5, raramente ultrapassando 4, considerando peso igual para espécies raras e abundantes (Margalef, 1972). O valor de H' pode ser pela riqueza (número de espécies identificadas) quanto pela proporção de indivíduos atribuídos a cada espécie em relação ao montante total de indivíduos da comunidade (equitabilidade) (Costa et al., 2009).

Já o índice de Simpson é oriundo da teoria da probabilidade. O funcionamento deste nos fornecem informações sobre a possibilidade de ao coletar-se aleatoriamente 2 indivíduos estes pertencerão a 2 espécies diferentes, sendo que valores mais próximos de 1 são indicativos de uma

menor diversidade amostral, de modo que uma menor dominância é observada em comunidade de espécies com maior diversidade (Morris et al., 2014).

Dentre os mais diversos filos de bactérias e Archaeas abaixo são apresentados alguns dos mais comuns. O filo Acidobacteria é encontrado em maior abundância em solos ácidos (Sait et al., 2006), sendo amplamente distribuídas em amostras ambientais. É possível que tal filo esteja envolvido com a ciclagem de nutriente de forma expressiva (Lee et al., 2008), além disso conforme Ward et al. (2009) as Acidobacterias possuem o potencial de resistência à dessecação e na produção de biofilme. Todavia, Navarrete et al. (2013) relataram que ainda há falta de conhecimento sobre a distribuição, função e diversidade das Acidobacteria. Apesar disso, a adaptação deste filo ao ambiente está relacionada ao grande número de transportadores de alta afinidade, ao potencial de uso de muitos substratos, à resistência aos antibióticos e à produção de metabólitos secundários, entre outros (Kielak et al., 2016).

As Actinobacterias são do tipo Gram Positivas, degradam a matéria orgânica incluindo celulose, quitina e lignina, gerando biomassa proteica (Gava et al., 2002) e ajudando na formação de húmus, sendo fundamentais para o melhoramento do solo, devido ao crescimento de suas hifas (Kennedy, 1999). Tais bactérias têm sido exploradas pela farmacologia, devido a enzimas, inibidores enzimáticos e agentes imunomoduladores (Neves e Gava, 2008). Tais características podem vir a auxiliar a rizosfera vegetal em seu desenvolvimento (Vasconcellos, 2008), já que as Actinobacterias inibem outros grupos bacterianos (George et al., 2012). Além disso, este grupo perdura em condições ambientais mais estressantes (Kavamura et al., 2013). Este filo é encontrado em diferentes solos tropicais e em grande abundância, podendo chegar a 30%, segundo Kennedy (1999). Os gêneros mais comuns de Actinobacterias são *Arthrobacter*, *Corynebacterium*, *Nocardia*, *Rhodococcus*, *Streptomyces* e *Mycobacterium* (Stackebrandt et al., 1997). *Solirubrobacter* podem ser produtoras de pigmentos, terem afinidade por pH alcalino, e, ao invés de oxidarem nitrato, serem capazes de oxidarem amônia, sendo filogeneticamente próximas ao gênero *Rubrobacter* (Kim et al., 2007).

As bactérias do filo Proteobacteria possuem grande diversidade morfológica, fisiológica e metabólica, tendo representantes de grande

importância nos ciclos de C, N e S. Metabolicamente tem-se neste filo os quimiorganotróficos, quimiolitotróficos e fototróficos. Além disso, as Proteobacterias são descritas como o filo de maior abundância em diversos ambientes (Sait et al, 2006). As Proteobacterias são subdivididas em 5 grupos: Alphaproteobacteria, Betaproteobacteria, Deltaproteobacteria, Epsilonproteobacteria e Gammaproteobacteria. Todos esses grupos são encontrados em solos cultivados, além de serem muito importantes no ciclo do N, principalmente Alphaproteobacteria, e também do S, tendo as Deltaproteobacteria como representante (Nusslein e Tiedje, 1999). As Deltaproteobacteria podem excretar exoenzimas de interesse biotecnológico, além de possuir a capacidade predatória sobre outros microrganismos (Thomas et al., 2008). Em solos com ou sem adubação orgânica o filo das Proteobacterias foram as mais abundantes, em geral (Boneman e Triplett, 1997; McCaig et al., 1999). Entretanto, Smit et al. (2001) levantaram a hipótese do favorecimento de tais microrganismos à medida que ocorre o aumento da disponibilidade de nutrientes em solos agrícolas. Em seu estudo Madigan et al. (2016) relataram o crescimento rápido de bactérias deste filo em áreas ricas em nutrientes, as quais atuaram como decompositores de substratos de fácil degradabilidade. Ressalta-se que a maior quantidade de Proteobacterias dá-se em solos cultivados (Nüsslein e Tiedje, 1999) e contaminados por elementos traço (Sandaa et al., 2001), solos estes que normalmente detêm pH mais alcalino em relação a solos de floresta.

A classificação de Cianobacterias conforme o manual de Bergey de bacteriologia sistemática não vai além de do nível taxonômico de família, o que resulta em 13 diferentes famílias/gêneros (Bolhuis e Stal, 2011). São fototróficas, possuindo habilidade de habitar diversos ambientes, devido a sua resistência aos fatores ambientais (Rastogi et al., 2014). No solo desempenham funções como a fixação de N atmosférico (Sant'Ana et al., 2011).

As bactérias do filo Chloroflexi são conhecidas por bactérias verdes não sulfurosas, com amplo espectro fenotípico incluindo organismos fototróficos anóxicos, como o *Chloroflexus* spp., e organotróficos termófilos, como *Herpetosiphon aurantiacus*. Há espécies quimiorganotróficas, que no escuro, podem desenvolver-se sob condições aeróbicas (Hugenholtz e

Stackebrandt, 2004). São principalmente fototróficas anoxigênicas filamentosas, termófilas e adaptadas à seca (Hugenholtz e Stackebrandt, 2004), sendo abundantes em solos com baixa disponibilidade de nutrientes (Will et al., 2010).

Segundo Garrity (2001) o filo Nitrospira possui apenas 1 família, formada por bactérias Gram negativas e aeróbias, as quais atuam no ciclo do nitrogênio em ambientes aquáticos por meio da oxidação do nitrato. Tal grupo também é reportado em solo. Kin e Kin (2006) relatam que em ambientes mais ricos em nitrito o gênero Nitrobacter é mais abundante, contudo, em ambientes com baixa concentração de nitrito o gênero Nitrospira faz-se mais abundante. O gênero Nitrospira do filo Nitrospirae está associado com solos de drenagem neutra, sendo seus representantes ativos na oxidação do nitrito até nitrato e estarem presentes mesmo em locais com elementos traço (Pester et al., 2013).

A presença do filo Firmicutes representam organismos aeróbicos e anaeróbicos, que possuem bom crescimento quando da abundância das fontes nutricionais, tendo a capacidade de esporular na escassez destes (Atlas e Bartha, 1997). Os gêneros Clostridium e Bacillus fazem parte deste grupo, os quais são esporuláveis e persistentes frente à temperatura e umidade (Tzeneva et al., 2004). O gênero Clostridium atua na fixação de Nitrogênio (Knight e Hard, 1966) e o gênero Bacillus é um dos mais importantes produtores de proteases extracelares (Dias et al., 2008), de ácido indol acético e bacteriocinas (Dias et al., 2009). Segundo Madigan et al. (2016) por tal filo apresentar homo e heterofermentação e baixo teor de guanina-citosina ocorre favorecimento destes microrganismos em ambientes com grande teor de nutrientes disponíveis.

As bactérias do filo Bacteroidetes são conhecidas por serem quimiogarnotróficas capazes de degradar polímeros, sendo encontradas em diversos habitats (Kirchman, 2002). De acordo com Eilers et al. (2010) tais organismos podem ser copiotróficos, já que sua abundância relativa no solo pode aumentar com a adição de C. Suleiman et al. (2016) e Rieke et al. (2018) observaram o aumento dos filios Bacteroidetes e Firmicutes após a adição de DLS. Entretanto, é importante salientar que resíduos como o DLS podem incrementar quando da sua adição bactérias dos filios Firmicutes,

Bacterioidetes, Proteobacteria, Spirochaetes e Tenericutes (Kumari e Sudiarto, 2015).

Clostridium, *Azobacter*, *Pseudomonas*, Cianobactérias, entre outros, são capazes de fixar N_2 em vida livre, já *Rhizobium*, *Bradyrhizobium* e *Frankia* realizam simbiose com raízes de diversos vegetais formando nódulos característicos (Zilli et al., 2005). As *Nitrosomonas* (nitrificadores primários) convertem a amônia para nitrito (NO_2^-) e as *Nitrobacter* (nitrificadores secundários) convertem o NO_2^- para NO_3^- (Vieira, 2017).

As Verrucomicrobia são amplamente difundidas estando presentes nos solos de biomas como a Antártica, Europa e Américas, dominante em pastagens e em horizontes subterrâneos do solo (Bergmann et al., 2011). O filo Verrucromicrobia é amplamente distribuído no ambiente, particularmente em solos, assim como os microrganismos da *Acidobacterium*. São bactérias Gram negativas sensíveis à penicilina, fazendo parte de 1 a 10% das bactérias do solo (Lee et al., 1996).

Já o filo das bactérias Gemmatimonadetes são constituídos por organismos aeróbicos, gram negativos, com reprodução por gemulação (Zhang et al., 2003). A função de ambos os filos não são bem conhecidas, porém a proporção de Verrucomicrobia reduziu após o aumento da fertilidade do solo (Navarrete et al., 2015).

Conexibacter é um gênero que participa do ciclo do carbono e nitrogênio em solos (Seki et Al., 2012; Monciarduni et Al., 2003). Já no processo de disponibilização de fósforo disponível aos vegetais os gêneros atuantes nesse processo são *Pseudomonas* (Gügi et al., 1991), *Bacillus*, *Delftia*, *Rhodococcus*, *Arthrobacter*, *Phyllobacterium* (Chen et al., 2006), *Rhizobium* (Abd-Alla, 1994), *Enterobacter*, *Serratia*, *Citrobacter*, *Proteus*, *Klebsiella*, *Escherichia* (Thaller, 1995).

As bactérias do filo AD3 são pouco estudadas, todavia o baixo pH ou alta concentração de elementos traço provenientes da mineração de Zn no solo parecem favorecer a abundância deste filo (Hur et al., 2011).

Zhou et al. (2015) analisando solos fertilizados com diferentes combinações de N e P inorgânicos num experimento de longa duração iniciados em 1980 detectou alterações da população microbiana, com redução do pH e aumento de N total e matéria orgânica do solo. Ocorreu aumento na

abundância relativa de Actinobacteria, Proteobacteria, TM7 e Verrucomicrobia em todos os tratamentos fertilizados em comparação com os controles não fertilizados, enquanto os filos Acidobacteria e Nitrospirae diminuíram. Contudo, o uso prolongado de fertilizantes inorgânicos reduziu a biodiversidade e a abundância das bactérias do solo.

Matos (2017) averiguou que solo sob a aplicação de diferentes doses de dejetos líquidos suínos durante 11 anos, após de 44 dias após da última aplicação, que 78% filos bacterianos, em média, são conhecidos. Dentre eles a composição bacteriana foi Acidobacteria (26,7%), Proteobacteria (26,3%), Bacteroidetes (4,7%), Firmicutes (2,8%) e Actinobacteria (2,2%), e, com menor expressividade foram encontradas Planctomycetes (1,9%), Gemmatimonadetes (1,8%), Crenarcheota (0,8%), Nitrospirae (0,8%) e Chloroflexi (0,3%). Segundo a autora não ocorre alterações na diversidade e riqueza da comunidade microbiana, mas há mudança na estrutura da mesma. Ocorre favorecimento de Verrucomicrobia, Planctomycetes, Gemmatimonadetes e Firmicutes, e descréscimo dos filos Acidobacteria, Proteobacteria, WPS-2 e Bacteroidetes.

O domínio Archaea são procariotos distintos das bactérias, distinguindo-se das bactérias pela organização do genoma, mecanismos de regulação e expressão gênica e pela diversidade metabólica e fisiológica (Madigan et al., 2016). São encontradas em diversos ambientes aquáticos e em solos, inclusive em alguns com condições extremas de temperatura, salinidade e pH (DeLong, 1998).

Dentro do domínio das Archaea os filos mais importantes destas são Thaumarcheota e Eryarchaeota, sendo o primeiro filo composto por organismos oxidadores de amônia (Leininger et al., 2006), participando do processo de nitrificação (Spang et al., 2010). Já o segundo filo faz parte do da oxidação do metano, desnitrificação, redução do sulfato e oxidação de Fe (Offre et al., 2013). O filo Crenarchaeota, também pertencente ao grupo das Archaea, é representado por organismos redutores de enxofre hipertermófilos (Vazoller et al., 1999).

CAPÍTULO III - DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Os estudos tiveram por base avaliar dois experimentos conduzidos no Centro de Pesquisa de Agricultura Familiar (CEPAF), da Empresa de Pesquisa e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), em Chapecó, no oeste do referido estado (Figura 2), região de grande concentração de produção de suínos e aves. O clima da região dos experimentos, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa, subtropical úmido com verão quente.

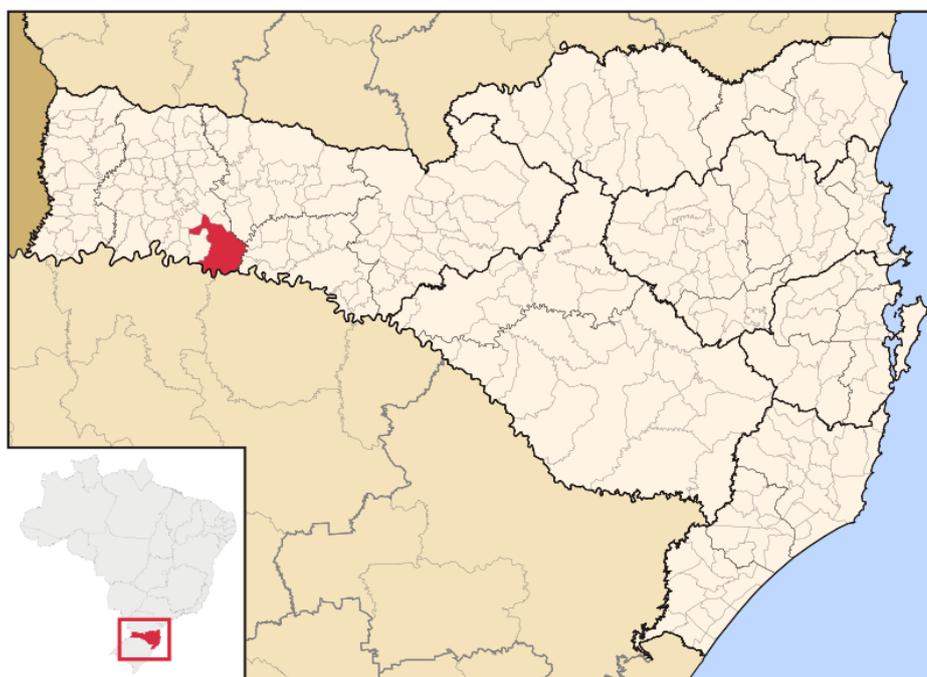


Figura 2. Localização da cidade das áreas experimentais.

Na Figura 3, tem-se uma vista geral da área da Epagri, com a localização do Experimento 1 e do Experimento 2.



Figura 3. Vista geral (a) e da localização dos experimentos 1 (b) e 2 (c) na área da Epagri, Chapecó, SC.

Fonte: Google Earth, 2014.

3.1 Experimento 1

O solo da área experimental é um Latossolo Vermelho distroférrico, com relevo suave ondulado a ondulado, de coordenadas geográficas 27°05'05.24"S e 52°38'00.97"O e 685 m de altitude. As unidades experimentais são parcelas de 5 x 6 m, nas quais a sequência de culturas, de 1996 a 1999, foi milho/aveia preta; de 2000 a 2010, sorgo ou milheto/aveia preta ou azevém (retirado 1º e 2º corte e deixado o 3º corte); e a partir de 2011, milho/aveia preta, todas em plantio direto. O delineamento experimental é blocos ao acaso com três repetições. Os tratamentos avaliados no presente estudo foram os seguintes, tendo por base a adubação nitrogenada: Controle (C): adubado sem N, Esterco Líquido Suíno, na dose 240 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ (ELS) e Adubação Mineral (AM) na mesma dose de N, com aplicação superficial de ureia em duas etapas a cada estação de inverno e verão. Neste tratamento, os demais nutrientes foram aplicados conforme as recomendações de adubação para as

culturas utilizadas. Na Tabela 5 pode ser visualizada a adição de nutrientes ao longo do tempo pela aplicação de ELS.

Tabela 5. Adição de nutrientes desde o início do experimento pela aplicação de esterco líquido suíno (ELS).

Ano	N	P	K	Cu	Mn	Zn
	kg ha ⁻¹					
1997	240	49	70	2,3	2,8	2,2
1998	240	86	101	2,3	2,8	2,2
1999	240	62	114	2,3	2,8	2,2
2000	240	42	62	2,3	2,8	2,2
2001	240	59	73	2,3	2,8	2,2
2002	240	49	78	1,4	4,0	2,0
2003	240	77	132	2,3	2,8	2,2
2004	240	61	165	1,7	4,1	1,9
2005	240	70	111	2,7	5,3	4,3
2006	240	55	77	1,3	3,1	1,9
2007	240	64	66	0,8	2,6	2,6
2008	240	45	59	1,0	1,8	1,5
2009	240	90	61	2,1	3,0	1,4
2010	240	103	45	2,8	1,5	3,2
2011	240	90	97	2,5	2,0	2,5
2012	240	104	99	1,8	1,4	1,6
2013	240	52	126	3,5	1,6	2,4
2014	240	36	170	1,8	1,7	0,9
2015	240	85	135	5,3	5,0	2,7
Total	4560	1277	1843	42	54	42

Fonte: Evandro Spagnollo, informação pessoal.

3.2 Experimento 2

É também conduzido em um Latossolo Vermelho distroférico, em sistema de plantio direto, para avaliação de fertilizantes orgânicos. O local possui relevo suave ondulado a ondulado, de coordenadas geográficas 27°05'18.60"S e 52°38'17.59"O e 643 m de altitude. As unidades experimentais são parcelas de 3 x 6 m, com a seguinte sequência de culturas: de 2005, ano de instalação, a 2013 - milho/aveia/feijão/mucuna/milho; a partir de 2013 - milho/aveia preta. O delineamento experimental utilizado é blocos ao acaso com três repetições. Os tratamentos avaliados no presente estudo são os seguintes: Testemunha (T): sem adubação, Composto de Esterco Suíno (CES)

e Composto de Esterco de Aves (CEA), ambos na dose $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em base seca, sendo metade em anos com cultura leguminosa na rotação. Nas Tabelas 6 e 7 pode ser visualizada a adição dos nutrientes ao longo do tempo pela aplicação de CES e CEA.

Tabela 6. Adição de nutrientes desde o início do experimento pela aplicação de composto de esterco suíno (CES).

Ano	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Mn	Zn
	----- kg ha ⁻¹ -----							
2003	160	68	142	107	50,1	10,7	23,3	28,1
2004	141	98	185	106	50,1	10,7	23,3	28,1
2005	92	46	56	18	15,5	5,2	17,9	11,3
2006	142	120	92	71	36,0	28,6	56,5	40,4
2007	74	67	58	32	40,0	14,9	36,3	27,6
2008	136	123	118	88	53,0	20,3	72,1	57,2
2009	59	51	69	29	13,0	6,4	7,5	23,8
2010	129	72	148	90	27,0	23,0	30,0	27,0
2011	80	51	87	98	44,0	2,5	2,9	2,5
2012	201	117	135	160	67,0	3,2	4,8	22,4
2013	261	130	165	190	94,0	6,0	6,6	45,3
2014	261	130	165	190	94,0	6,0	6,6	45,3
2015	231	84	176	209	67,0	1,6	15,7	5,9
Total	1966	1157	1595	1387	651	139	303	365

Fonte: Evandro Spagnollo, informação pessoal.

Tabela 7. Adição de nutrientes desde o início do experimento pela aplicação de composto de esterco de aves (CEA).

Ano	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Mn	Zn
	----- kg ha ⁻¹ -----							
2003	168	49	128	363	85	6,6	21,3	13,9
2004	401	136	265	363	85	6,6	21,3	13,9
2005	134	62	116	346	72	2,2	5,3	5,3
2006	283	152	251	82	92	9,5	53,1	31,8
2007	108	94	130	32	73	5,4	30,1	17,6
2008	352	151	177	292	103	17,0	32,9	12,5
2009	150	65	153	282	86	10,9	18,2	15,6
2010	224	131	98	1309	62	14,0	64,0	46,0
2011	126	53	42	431	30	0,7	4,1	2,7
2012	392	230	275	376	103	2,9	5,2	3,3
2013	245	139	185	230	91	1,6	7,6	6,1
2014	245	139	185	230	91	1,6	7,6	6,1
2015	359	323	434	382	134	7,3	6,5	5,7
Total	3186	1724	2438	4717	1106	86	277	180

Fonte: Evandro Spagnollo, informação pessoal.

3.3 Amostragem do solo

Para uso no presente estudo, o solo foi coletado na profundidade de 0 a 10 cm, para monitoramento do plantio direto, passando por processo de secagem e posterior peneiramento em malha de 2mm, para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). Para se ter um comparativo com áreas naturais, também foram coletadas, na mesma profundidade, em áreas não utilizadas para a agricultura no entorno das áreas experimentais, três amostras de solo natural (SN), para serem utilizadas como comparativo no Estudo 3.

3.4 Caracterização química, física e mineralógica do solo

Para as amostras coletadas nas duas áreas experimentais, as análises químicas de caracterização do solo foram as seguintes: pH em água; teores de Ca, Mg e Al trocáveis extraídos por KCl 1 mol L⁻¹, com determinação de Ca e Mg por espectroscopia de absorção atômica e de Al por titulação; teores de P e K disponíveis e de Na⁺, extraídos pelo método Mehlich-1, sendo o primeiro determinado por espectroscopia de absorção e os dois últimos por espectroscopia de emissão; acidez potencial (H+Al), extraída por acetato de cálcio a pH 7 e determinação por titulometria. A partir desses resultados, foram calculados: soma de bases (SB); capacidade de troca de cátions (T) efetiva e a pH 7,0; saturação por bases (V) e saturação por alumínio (m). Tais análises foram baseadas em Tedesco et al. (1995). Os teores de carbono orgânico (CO) e de nitrogênio das amostras das áreas experimentais foram determinados por combustão seca em analisador modelo Analisador CN Fisher Scientific Modelo Flash 2000. O CO das amostras de solo das áreas naturais foi analisado pelo método da combustão úmida segundo Tedesco et al. (1995).

As análises físicas realizadas foram a determinação da capacidade de campo (CC), em mesa de tensão com pressão de 6 kPa, e a análise textural, pelo método da pipeta, segundo EMBRAPA (1997).

Quanto às análises relacionadas à mineralogia do solo, foram determinados os teores de ferro cristalino e de baixa cristalinidade (amorfo) pelo método da Donagema et al. (2011) com adaptações. Utilizou-se 0,2 g de amostra de TFSA para 40 mL de solução citrato-bicarbonato em duas

extrações em banho-maria à 80 °C, com agitação ocasional, e adição de 1 g de ditionito de sódio em três etapas a cada 15 min, com posterior centrifugação para a obtenção dos extratos para determinação do Fe cristalino. Já para a determinação do Fe amorfo do solo também se utilizou 0,2 g de TFSA, sendo adicionado 40 mL de oxalato de amônio com agitação no escuro durante 2 h, centrifugando-se o extrato após. Os teores de Fe nos extratos foram determinados por espectroscopia de absorção atômica (EAA).

Os tratamentos foram comparados por área por meio de ANOVA e pelo teste de Tukey a 5% de significância, por meio do programa Sisvar (Ferreira, 2014). Os resultados destas análises podem ser verificados na Tabela 8.

Tabela 8. Caracterização química, física e mineralógica do solo das áreas dos experimentos 1 e 2 (médias de três repetições).

Variável	Unidades	Experimento 1				Experimento 2				SN						
		C	ELS	AM	CV (%)	T	CES	CEA	CV (%)							
pH		5,9	a	5,5	ab	5,0	b	4,76	6,2	b	6,3	ab	6,8	ab	3,01	3,9
H+Al		4,0	a	4,6	a	6,8	a	38,35	3,1	a	2,8	a	2,4	a	15,01	25,1
Al ³⁺		0,0	a	0,0	a	1,2	a	207,84	0,0	a	0,0	a	0,0	a	0,00	4,5
Na ⁺		0,1	a	0,1	a	0,1	a	3,85	0,1	b	0,3	a	0,3	a	2,20	nd
K ⁺		0,3	ab	0,4	a	0,2	b	20,05	0,2	b	0,8	a	0,9	a	20,08	0,7
Ca ²⁺	cmol _c kg ⁻¹	4,5	a	4,4	a	2,6	a	26,63	5,9	b	7,5	ab	9,1	a	13,46	1,8
Mg ²⁺		0,5	a	0,5	a	0,2	a	36,45	0,6	a	0,7	a	0,6	a	9,55	0,7
S		5,4	a	5,3	a	3,0	a	25,05	6,8	b	9,4	ab	10,9	a	12,59	3,2
CTC efetiva		5,4	a	5,3	a	4,2	a	9,23	6,8	b	9,4	ab	10,9	a	12,59	7,2
CTC Total		9,4	a	9,9	a	9,9	a	9,82	9,9	a	12,2	a	13,3	a	11,32	27,9
m	%	0,7	a	0,2	a	26,7	a	198,83	0,0	a	0,0	a	0,0	a	0,00	61,3
V		57,1	a	53,3	a	34,7	a	24,35	67,9	b	77,2	a	81,9	a	4,16	10,7
N	g kg ⁻¹	2,1	a	2,4	a	2,3	a	6,40	1,8	b	2,9	a	2,6	ab	10,40	nd
C org		24,9	a	27,8	a	27,1	a	7,78	21,0	b	32,0	a	27,2	ab	11,39	33,9
Relação C/N		11,6	a	11,6	a	11,5	a	1,81	11,4	a	11,1	ab	10,6	b	2,30	nd
P	mg kg ⁻¹	390,5	a	335,8	a	317,8	a	17,79	404,9	a	552,5	a	547,0	a	10,29	4,2
Areia	g kg ⁻¹	147,5	a	147,5	a	141,4	a	10,03	106,1	b	127,3	a	124,0	a	4,87	nd
Silte		269,5	a	319,7	a	273,3	a	10,24	345,6	a	348,4	a	365,4	a	4,27	nd
Argila		583,0	a	532,7	a	585,4	a	4,57	548,3	a	524,2	a	510,6	a	2,95	455,0
CC		426,1	a	433,9	a	443,3	a	4,05	434,4	a	471,2	a	457,0	a	3,60	nd
Fe ₂ O ₃ Amorfo	g kg ⁻¹	21,5	a	21,5	a	21,6	a	0,04	21,5	a	21,6	a	21,5	a	0,14	21,6
Fe ₂ O ₃ Cristalino		123,1	a	122,9	a	125,5	a	3,30	114,3	a	110,9	a	110,4	a	2,92	76,3

nd: não determinado. C: controle; ELS: esterco líquido suíno; AM: adubação mineral; CES: composto de esterco suíno; CEA: composto de esterco de aves. SN: solo natural: utilizado para o estudo 2 do presente trabalho.

Em cada experimento, na linha, valores seguidos de mesma letra não diferem significativamente entre si (Tukey, p<0,05).

CAPÍTULO IV - ESTUDO 1: EXTRAÇÃO SEQUENCIAL PARA AVALIAÇÃO DE Cu, Zn, Mn, Cd, Ni, Cr E Pb EM SOLOS COM APLICAÇÃO DE DEJETOS DE ANIMAIS

4.1 Introdução

A produção de aves e suínos concentra-se, cada vez mais, em microrregiões produtoras, as quais dispõem seus resíduos em áreas da circunvizinhança. Os dejetos de suínos possuem pouca quantidade de matéria seca, o que traz dificuldades como o encarecimento de seu transporte para áreas de maior distância, fazendo com que haja concentração nas áreas produtivas (Oliveira, 2004). Os dejetos animais são fontes de nutrientes, como N, P e K, contudo trazem em sua composição elementos-traço (ET) como o Cu, o Zn e o Mn, os quais são adicionados na dieta alimentar dos animais com fins medicinais, além de outros.

Estudos realizados em solos com aplicação continuada de dejetos apontam que os ET adicionados à dieta dos animais, os quais são excretados numa taxa de 70 a 95 % do Mn, Zn e Cu, conforme estudos de Kornegay e Harper (1997), são acumulados nas camadas mais superficiais, podendo migrar em profundidade, ficando estes ET, como o Cu e o Zn em formas mais biodisponíveis (Scherer et al.,2010; Giroto et al.; 2010; Londoño, 2012).

A consequência deste acúmulo pode levar a alteração da atividade microbiana, fitoxidez, bem como bioacumulação por animais e pelo homem. Além disso, segundo Giroto (2007) o escoamento superficial pode carrear os ET, o que causará uma contaminação difusa.

Os elementos-traço não se degradam e podem acumular-se nos componentes do ambiente onde manifestam sua toxicidade, sendo os solos e

sedimentos seus locais de fixação (Baird, 2002). Com relação ao solo, os ET podem estar ligados às superfícies sólidas, como a matéria orgânica e as argilas, ou ainda apresentar-se na forma de precipitados.

Estudos de extração sequencial tem o objetivo de avaliar as formas químicas de metais pesados no solo (Hong et al., 2002) e assim determinar a presença dos metais nas frações solúvel, trocável, carbonatos, óxidos, orgânica e residual. Os tipos de ligação e intensidade destas nos proporcionam conhecimento a respeito da disponibilização dos ET adicionados ao solo, sendo as frações mais prontamente disponíveis a solúvel e a trocável, e, as menos disponíveis a oxídica e a residual.

Os diferentes ET possuem distintas afinidades pelas diferentes frações estabelecidas para realizar procedimentos como extração sequencial no solo. No caso do Cu e do Zn, por exemplo, o Cu possui maior afinidade pelos sítios disponíveis na matéria orgânica do solo (Gomes, 1997; McBride, 1997), já o Zn possui maior afinidade pela fração oxídica do solo seguida da retida na matéria orgânica (Lindsay, 1972), sendo este último normalmente encontrado com pequena participação na fração trocável e solúvel (Oliveira, 2003). Assim, tem-se verificado que os elementos de maior mobilidade se encontram, predominantemente, nas formas químicas solúvel, trocável e ligados a carbonato, enquanto os de baixa mobilidade aparecem ligados às frações óxidos de Fe, Mn, além das frações orgânica e residual (Amaral Sobrinho et al., 1994).

Todavia, adições contínuas podem ocasionar, principalmente nos horizontes mais superficiais, um aumento de ET na solução do solo, como demonstram os trabalhos de Scherer et al. (2010) e Giroto et al. (2010). O primeiro, trabalhando com solos da região oeste de Santa Catarina com histórico no uso de dejetos de suínos como fertilizante, encontrou acúmulo de Cu e Zn nas camadas superficiais do solo, principalmente até a profundidade de 5 cm. O segundo demonstrou que aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos no solo aumentaram os teores de Cu e Zn das camadas superficiais, com migração até 12 e 10 cm de profundidade, sendo acumulados no solo em formas mais biodisponíveis, além das frações orgânica e mineral.

Desta forma, o estudo dos modos e quantidades da distribuição dos ET no solo fornecem um indicativo de como estes fertilizantes orgânicos estão

interagindo no solo, e, pode auxiliar no diagnóstico ambiental de determinado local.

4.2 Hipótese

A aplicação de dejetos animais no solo aumenta os teores de ET e altera sua distribuição entre diferentes formas químicas, estando a maior parte das formas de ET associada à fase sólida do solo.

4.3 Objetivo

Verificar o impacto da aplicação de dejetos animais na distribuição das frações químicas dos ET, de modo a avaliar seu potencial de biodisponibilidade e mobilidade.

4.4 Material e métodos

Este estudo teve por base amostras de solo coletadas de dois experimentos localizados em Chapecó, oeste do Estado de Santa Catarina, sobre um Latossolo Vermelho distroférico, conforme descrito no item 3.

O experimento 1 foi iniciado em 1996 e apresentou as seguintes sequências de culturas, todas em plantio direto: de 1996 a 1999 - milho/aveia preta; de 2000 a 2010 - sorgo ou milheto/aveia preta ou azevém (retirado 1º e 2º corte e deixado o 3º corte); a partir de 2011 - milho/aveia preta. Os tratamentos avaliados no presente estudo são: Controle (C): adubado sem N, Esterco Líquido Suíno (ELS), na dose 240 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹, e Adubação Mineral (AM), na mesma dose de N, com aplicação superficial de ureia em duas etapas a cada estação de inverno e verão.

O experimento 2 foi iniciado em 2005, tendo a seguinte sequência de culturas, todas em plantio direto: de 2005 a 2013 - milho/aveia/feijão/mucuna/milho; a partir de 2013 - milho/aveia preta. Os tratamentos avaliados no presente estudo foram os seguintes: Testemunha (T): sem adubação, Composto de Esterco Suíno (CES) e Composto de Esterco de

Aves (CEA), ambos na dose $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em base seca, sendo aplicada a metade desta dose nos anos de cultivo com espécie leguminosa.

O solo foi coletado na profundidade de 0 a 10 cm, passando por processo de secagem e posterior peneiramento em malha de 2 mm, para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). A coleta foi realizada em minitrincheiras, com pá-de-corte, durante o mês de dezembro de 2015. Para caracterização geral, foram determinados os teores de Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn conforme método proposto pelo 3050 USEPA (1998) e Tessier et al. (1979).

Nas Tabelas 5, 6 e 7 pode ser visualizada a adição dos nutrientes ao longo do tempo pela aplicação dos dejetos animais, e na Tabela 8, a caracterização química, física e mineralógica do solo das áreas dos experimentais. Os procedimentos para fracionamento dos ET foram realizados no Laboratório de Química do Solo e no Laboratório de Fertilidade do Solo na Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

4.4.1 Fracionamento dos elementos-traço

O método de extração para o fracionamento dos ET foi baseado na metodologia descrita por Tessier et al. (1979) com adaptações de Kummer (2014). As extrações foram realizadas em tubo de centrífuga de polietileno de 50 mL. Os extratos, após cada etapa de extração, foram estocados secos (secagem a 60°C durante 48 h) e pesados continuando no mesmo tubo de centrífuga. Para os ET Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn foram extraídas sequencialmente as frações solúvel, trocável, ligada a carbonatos, ligada à matéria orgânica, ligada a óxidos e fração residual.

4.4.1.1 Fração solúvel em água

Alíquotas de 1,0 g de TFSA foram colocadas em tubos de centrífuga com capacidade de 50 mL. Em seguida, adicionou-se 8 mL de água ultra pura em cada tubo, procedendo-se agitação em agitador horizontal a 200 oscilações por minuto durante uma hora. O material foi então centrifugado por 10 minutos a 5000 rpm, e o sobrenadante reservado em frasco de polietileno.

4.4.1.2 *Fração trocável*

Ao resíduo da etapa anterior foram adicionados 8 mL de solução de MgCl_2 1,0 mol L^{-1} (pH 7), procedendo-se a agitação em agitador horizontal a 200 oscilações por minuto durante uma hora. O material foi então centrifugado por 10 minutos a 5000 rpm, e o sobrenadante reservado em um frasco de polietileno. O resíduo foi ressuspendido com 5 mL de água ultra pura para lavagem do material, centrifugado novamente (10 minutos, 5000 rpm) e o sobrenadante descartado.

4.4.1.3 *Fração ligada a carbonatos*

Ao resíduo anterior, adicionou-se 8 mL de solução de acetato de sódio 1,0 mol L^{-1} (pH 5 ajustado com ácido acético), procedendo-se agitação em agitador horizontal a 200 oscilações por minuto durante 6 horas. O material foi então centrifugado por 10 minutos a 5000 rpm, e o sobrenadante reservado em frasco de polietileno. O resíduo foi lavado com 5 mL de água ultra pura, centrifugado novamente (10 minutos, 5000 rpm) e o sobrenadante descartado.

4.4.1.4 *Fração ligada a óxidos de ferro e manganês*

Ao tubo de centrífuga contendo o resíduo anterior, foram adicionados 20 mL de solução de cloridrato de hidroxilamina 0,04 mol L^{-1} em 25% (v/v) de ácido acético. O material foi levado a banho-maria a 96 ± 3 °C por 6 horas, com agitação ocasional. O material foi centrifugado por 10 minutos a 5000 rpm, e o sobrenadante colocado em balão volumétrico de 10 mL, sendo o volume completado com água ultra pura. O procedimento de lavagem também foi realizado, conforme descrito anteriormente.

4.4.1.5 *Fração ligada à matéria orgânica*

Ao tubo de centrífuga com o resíduo da etapa anterior, foram adicionados 3 mL de solução de HNO_3 $0,02 \text{ mol L}^{-1}$ e 5 mL de H_2O_2 30% (pH 2), sendo ressuspensionado e levado a banho-maria a $85 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ por 2 horas, com agitação ocasional. Em seguida, adicionou-se mais uma alíquota de 2 mL de H_2O_2 30% (pH 2) e deixou-se o sistema por mais 3 horas no banho-maria. Após esfriar, adicionou-se 5 mL de acetato de amônio $3,2 \text{ mol L}^{-1}$ em 20% (v/v) de HNO_3 e levou-se para agitação durante 30 minutos. O material foi então centrifugado por 10 minutos a 5000 rpm e o sobrenadante colocado em balão volumétrico de 10 mL, sendo o volume completado com água ultra pura. Procedeu-se em seguida a lavagem do material residual, conforme já descrito.

4.4.1.6 *Fração residual*

Foram pesados 0,5 g do resíduo seco da etapa anterior, colocando-se o mesmo em tubo de vidro para proceder-se à digestão. O método utilizado foi o 3050, conforme preconizado pela USEPA (1998).

Para tanto, foi usada alíquota de 0,5 g do resíduo seco. Digeriu-se esta alíquota em 5 mL de HNO_3 concentrado em tubos de digestão em bloco digestor aberto por 10 minutos a $95 \pm 5^\circ\text{C}$, resfriando-se as amostras por 15 minutos, adicionando-se novamente 5 mL de HNO_3 . Estas provas foram conduzidas ao bloco digestor para aquecimento a $95 \pm 5^\circ\text{C}$ por mais 2 horas. Após este período as amostras foram resfriadas por 30 minutos e a estas foram adicionados 1 mL de água destilada e 1,5 mL de H_2O_2 a 30%. Após cessar a efervescência, foram então adicionados mais 5 mL de H_2O_2 e as amostras levadas novamente ao bloco digestor por mais 2 horas a $95 \pm 5^\circ\text{C}$. Por fim, as amostras foram resfriadas e receberam mais 10 mL de HCl concentrado e 20 mL de água destilada, sendo aquecidas por 15 minutos a $95 \pm 5^\circ\text{C}$. As alíquotas foram resfriadas, filtradas e armazenadas em recipiente plástico.

4.4.1.7 *Fração residual*

Em todos os extratos da extração sequencial, as concentrações de elementos-traços foram determinadas por espectroscopia de emissão por plasma induzido (ICP). Além disso, os teores pseudo-totais foram considerados como o somatório de todas as frações determinadas.

4.4.1.8 *Análise estatística*

Para cada área, os tratamentos com três repetições foram comparados por meio de ANOVA e pelo teste de Tukey a 5% de significância, com uso do programa Assistat (Silva e Azevedo, 2016). Também foram estabelecidos coeficientes de correlação de Pearson entre atributos e relação de Pearson pelo programa SAS versão 9.4.

4.5 Resultados e discussão

Os elementos traço (ET) de maior expressividade são o Mn, o Cu e o Zn para ambas as áreas experimentais analisadas (Tabelas 9 e 10 e Figuras 4 e 5). Para a área do experimento 1, houveram diferenças significativas principalmente para o Cu e o Zn na maioria das frações, à exceção das frações solúvel e trocável. Isto sugere que possivelmente o incremento destes ET está acontecendo, uma vez que o tratamento com ELS apresentou os maiores teores no solo.

No que diz respeito à área do experimento 2, foram encontradas diferenças estatísticas apenas para Cu e Zn, com maiores teores para os tratamentos com dejetos de animais, CES e CEA, com destaque para o primeiro tratamento, uma vez que este também teve os maiores incrementos destes ET (Tabelas 6 e 7).

Conforme a resolução Resolução CONAMA nº 420 de 28/12/2009 (Brasil, 2009) os solos de ambos os experimentos se encontram em conformidade quanto aos seus teores pseudo totais dos ET avaliados considerando os valores de referência permitidos para solo agrícola. Todavia, comparando-se os valores orientadores propostos no estado de Santa

Catarina, obtidos por Huguen (2010) para os teores pseudo totais naturais dos solos (EPA 3050) constantes no Grupo 5 (Tabela 2), têm-se que o teor obtido para o Cu e Zn na área 1 encontram-se acima dos naturais para o tratamento ELS, 5,49% e 43,37% respectivamente, o que gerou diferença para com os demais tratamentos evidenciando acúmulo. Comportamento semelhante foi evidenciado para a área experimental 2 onde os tratamentos com adição de dejetos animais também apresentaram teores pseudo totais de Cu (CES: 9,18% maior) e Zn (CEA: 59,68 % maior e CES: 208,83% maior). Cabe dizer que todos os tratamentos de ambas as áreas tiveram seus teores de Pb acima dos tidos como naturais. Porém, é importante dizer que nenhum teor excedeu os teores máximos permitidos para o Grupo ao qual pertencem (Tabela 3).

Entretanto, nota-se que o solo foi capaz de desempenhar o papel de reter os ET em sua fase sólida, uma vez que se têm teores pouco expressivos nas frações solúvel e trocável, sendo classificados como baixos para o Cu e Zn, segundo CQFSRS/SC (2004), com exceção das amostras dos tratamentos ELS, no experimento 1, e CES, no experimento 2, as quais são classificadas como contendo médio e altos teores.

Nota-se então, que a adição continuada de dejetos já pode ser concretamente percebida por meio do incremento dos elementos-traço. Porém, os teores mais biodisponíveis (soma do solúvel mais o trocável) são muito inferiores aos encontrados por Giroto et al. (2010), por exemplo, os quais obtiveram teores ultrapassando 100 mg kg^{-1} para o Cu e 20 mg kg^{-1} para o Zn em solos com aplicação de dejetos suínos. Tal diferença é compreensível, uma vez que o solo analisado por Giroto et al. (2010) possui uma quantidade menor de argilominerais. Já o Mn de ambas áreas experimentais é tido como alto na fração trocável (CQFSRS/SC, 2004) e os demais ET nas frações solúvel e trocável apresentaram teores muito baixos, na maioria não detectáveis.

Segundo Ceretta et al. (2010) aplicações frequentes de dejetos de animais podem aumentar os teores de Cu e Zn solúvel e trocável nas frações no solo, criando um risco de potencial toxicidade para plantas, mas também de potencial contaminação da água, por transferência em escoamento na superfície do solo e lixiviação por meio do perfil. Seganfredo (2013) que trabalhou com solos com aplicação de dejetos suínos por mais de 10 anos também encontrou aumento das frações mais disponíveis para Cu e Zn no

solo, apesar das formas recalcitrantes (oxídica e residual) serem preponderantes.

A fração ligada a carbonatos apresentou maior quantidade de Mn, Cu e Zn, nesta ordem, em ambas as áreas experimentais, sendo muito pouco expressiva para os demais ET. Esta fração foi menos expressiva no tratamento AM para Cu e Zn, possivelmente em decorrência do menor pH (Tabela 8). Quanto a fração ligada aos óxidos de Fe e Mn observa-se uma maior quantidade de Mn seguido pelo Zn, sendo que ELS foi superior para Cu, Zn e Cr com equivalência para Cr no tratamento AM na área 1, e, CES foi superior para Zn na área experimental 2. Na fração ligada à matéria orgânica na área 1 o Cu, Zn e Pb foram superiores no tratamento ELS e na área 2 CES foi superior a T para Cu, Zn e Ni e CEA igual a CES no que diz respeito à Cu e Ni. Com relação a fração residual observa-se diferença estatística apenas na área 1 onde o tratamento ELS foi superior aos demais para Zn e Mn juntamente com o tratamento AM.

De forma geral, nota-se um aumento de ET nos tratamentos com dejetos de animais, principalmente de Cu e Zn, em todas as frações. Segundo Amaral Sobrinho et al. (1994) os elementos de maior mobilidade se encontram predominantemente, nas formas químicas solúvel, trocável e ligados a carbonato, enquanto os de baixa mobilidade aparecem ligados às frações óxidos de Fe, Mn, além das frações orgânica e residual.

Para os ET mais relevantes, observaram-se os seguintes comportamentos (Figuras 4 e 5): o Cu e o Zn encontram-se em maior proporção na fração residual, seguida pela fração ligada à matéria orgânica para o Cu e a fração ligada aos óxidos para o Zn. Normalmente, a adsorção de Cu e Zn no solo ocorre principalmente nos sítios de maior energia de ligação, e, em seguida, estes elementos-traço restantes são redistribuídos em frações ligadas com menos energia, que proporcionam maior disponibilidade e mobilidade. O Cu possui maior afinidade pelos sítios disponíveis na matéria orgânica do solo (Gomes, 1997; McBride, 1997), entretanto o Zn possui maior afinidade pela fração oxídica do solo, seguida da retida na matéria orgânica (Lindsay, 1972), sendo este último normalmente encontrado com pequena proporção nas frações trocável e solúvel (Oliveira, 2003).

Comportamento similar também foi evidenciado por Brunetto et al. (2014), que observaram maiores teores na fração residual de área com vinhedos para Cu e Zn, a qual é mais indisponível segundo Tessier et al. (1979). Tiecher et al. (2013) e Giroto et al. (2010), que trabalharam com dejetos suínos, também encontraram resultados semelhantes ao do presente trabalho para o Cu e Zn. Já no caso do Mn a maior afinidade do mesmo foi com a fração oxídica, seguida pela fração residual. Segundo Nascimento et al. (2002) o Mn possui afinidade por tal fração, principalmente em maiores valores de pH.

O Ni, Cr e Pb tiveram afinidade similar nas frações ligada aos óxidos e matéria orgânica, porém a maior parte destes ET está na fração residual. O Cd, que apresentou os menores teores, foi evidenciado minoritariamente na fração ligada a carbonatos, não tendo sido detectado na fração ligada à matéria orgânica.

Nas Tabelas 11 e 12 podem ser visualizadas as correlações entre os teores de cada ET nas frações do solo e as características químicas. Destaca-se na área experimental1 a correlação negativa do Mn com o pH na fração solúvel e na fração ligada à carbonatos a correlação positiva do Mn com o pH. Conforme Kabata-Pendias e Pendias (1992) o pH apresenta uma grande influência na adsorção de metais: quanto maior o pH maior é a adsorção do tipo covalente no solo, sendo que o aumento do pH resulta no aumento da CTC pela desprotonação dos grupamentos ácidos da matéria orgânica e dos grupamentos OH das bordas dos argilominerais, na formação de hidróxidos, carbonatos e fosfatos insolúveis com os metais pesados e na complexação mais efetiva pela matéria orgânica.

Já na área 2 destaca-se a correlação positiva do Cu e do Zn com o P na fração trocável e oxídica, e, a correlação positiva do Cu e do Ni com P na fração ligada à matéria orgânica. Conforme Pierangeli et al. (2004), os óxidos de ferro e alumínio, a matéria orgânica e o fósforo, são capazes de reter fortemente os ET, como o Cu e o Zn, uma vez que estão relacionados à maior carga líquida negativa presente nas camadas superiores do solo, que é aumentada pelo incremento de P.

Tabela 9. Fracionamento químico de elementos traço no solo das áreas dos experimentos 1.

Fração	Tratamento	Cu	Zn	Mn	Cd	Ni	Cr	Pb
		----- mg kg ⁻¹ -----						
1	C	96,20 a	45,04 b	645,48 a	4,83 a	9,17 a	20,76 a	22,17 a
	ELS	120,47 a	80,72 a	597 a	4,72 a	8,92 a	23,65 a	23,88 a
	AM	100,14 a	42,61 b	607,19 a	5,23 a	9,76 a	22,88 a	22,29 a
	CV (%)	11,33	12,76	12,75	5,96	8,35	9,47	11,52
2	C	nd	0,19	0,16	nd	1,00	nd	nd
	ELS	nd	0,01	nd	nd	nd	nd	0,03
	AM	nd	nd	0,07	0,01	0,01	nd	0,01
	CV (%)	nd	168,19	95,52	121,91	284,18	nd	254,64
3	C	nd	nd	15,69	nd	0,02 a	nd	nd
	ELS	nd	0,24	16,34	nd	0,01 a	nd	0,06
	AM	nd	nd	24,15 a	nd	0,01 a	nd	0,03
	CV (%)	nd	123,88	48,21	nd	118,22	nd	246,77
4	C	0,17 a	0,24 a	17,46 a	0,01 a	nd	nd	0,02 a
	ELS	0,36 a	0,91 a	14,84 a	0,01 a	nd	nd	nd a
	AM	0,15 b	0,07 b	12,75 a	0,01 a	nd	nd	0,01 a
	CV (%)	23,67	25,8	14,38	105,9	nd	nd	174,41
5	C	1,72 b	6,03 b	303,91 a	0,03 a	0,01 a	0,57 b	0,33 a
	ELS	4,78 a	22,69 a	272,29 a	0,07 a	0,01 a	0,72 ab	0,34 a
	AM	1,88 b	3,96 b	291,95 a	0,01 a	0,03 a	0,8 a	0,81 a
	CV (%)	32,86	21,63	17,84	111,85	96,71	8,59	76,64
6	C	14,74 b	3,06 b	107,69 a	nd	0,42 a	2,86 a	0,54 b
	ELS	29,99 a	10,43 a	97,89 a	nd	0,55 a	3,12 a	0,74 ab
	AM	13,82 b	2,04 b	73,76 a	nd	0,4 a	3,16 a	0,86 a
	CV (%)	6,9	43,18	28,46	nd	21,77	7,18	13,71
7	C	79,56 a	35,52 b	200,71 b	4,79 a	8,72 a	17,33 a	21,28 a
	ELS	85,34 a	46,45 a	195,63 a	4,64 a	8,26 a	19,81 a	22,71 a
	AM	84,29 a	36,63 b	204,51 a	5,2 a	9,27 a	18,93 a	20,52 a
	CV (%)	13,3	7,67	10,61	5,29	9,43	12	12,29

1: Metal Pseudo Total; 2: Fração Solúvel em Água; 3: Fração Trocável; 4: Fração Ligada à Carbonatos; 5: Fração Ligada à Óxidos de Fe e Mn; 6: Fração Ligada à Matéria Orgânica; 7: Fração Residual.

nd: não detectado. C: controle; ELS: esterco líquido suíno; AM: adubação mineral. Na coluna, valores seguidos de mesma letra não diferem significativamente entre si Tukey, p<0,05).

Tabela 10. Fracionamento químico de elementos traço no solo das áreas dos experimentos 2.

Fração	Tratamento	Cu	Zn	Mn	Cd	Ni	Cr	Pb
		----- mg kg ⁻¹ -----						
1	T	87,44 b	41,86 b	748,55 a	4,31 a	6,04 a	19,43 a	20,76 a
	CES	124,68 a	173,87 a	993,09 a	3,61 a	7,68 a	20,21 a	21,46 a
	CEA	110,16 ab	89,9 b	793,81 a	3,86 a	7,25 a	19,98 a	22,99
	CV (%)	7,98	26,03	25,59	14,72	9,62	6,08	17,78
2	T	nd	0,06	0,01	nd	nd	nd	0,01
	CES	nd	0,32	0,01	nd	nd	nd	nd
	CEA	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,03
	CV (%)	nd	267,26	204,22	nd	nd	nd	161,95
3	T	nd	nd	15,69 a	nd	0,02 a	nd	nd
	CES	nd	0,24	16,34 a	nd	0,01 a	nd	0,06
	CEA	nd	nd	24,15 a	nd	0,01 a	nd	0,03
	CV (%)	nd	123,88	48,21	nd	118,22	nd	246,77
4	T	0,14 b	0,21 b	22,1 a	nd	nd	nd	0,05 a
	CES	0,25 a	3,96 a	32,06 a	nd	nd	nd	0,13 a
	CEA	0,23 a	1,09 b	33,15 a	nd	nd	nd	0,08 a
	CV (%)	8,51	39,17	15,12	194,25	nd	nd	165,21
5	T	1,88 a	6,48 b	330,77 a	0,01 a	0,09 a	0,48 a	0,47 a
	CES	2,38 a	69,81 a	351,27 a	0,01 a	0,04 a	0,38 a	0,31 a
	CEA	2,04 a	27,77 b	408,1 a	nd a	nd a	0,44 a	0,08 a
	CV (%)	10,28	35,09	26,29	131,02	118,2	8,2	148,15
6	T	12,35 b	2,88 b	122,2 a	nd	0,4 b	2,73 a	1,3 a
	CES	41,06 a	39,92 a	180,28 a	nd	0,89 a	3,36 a	0,55 a
	CEA	26,55 ab	10,49 b	94,74 a	nd	0,75 a	2,75 a	0,52 a
	CV (%)	20,46	46,09	37,86	nd	15,26	19,15	42,06
7	T	73,06 a	32,21 b	254,25 a	4,3 a	5,54 a	16,22 a	18,81 a
	CES	80,98 a	59,48 a	355,84 a	3,6 a	6,74 a	16,48 a	20,37 a
	CEA	81,34 a	50,55 a	276,82 a	3,84 a	6,48 a	16,8 a	22,16 a
	CV (%)	6,31	12,37	33,63	14,6	10,29	10,1	18,12

1: Metal Pseudo Total; 2: Fração Solúvel em Água; 3: Fração Trocável; 4: Fração Ligada à Carbonatos; 5: Fração Ligada à Óxidos de Fe e Mn; 6: Fração Ligada à Matéria Orgânica; 7: Fração Residual.

nd: não detectado. T: testemunha; CES: composto de esterco suíno; CEA: composto de esterco de aves. Na coluna, valores seguidos de mesma letra não diferem significativamente entre si Tukey, $p < 0,05$).



Figura 4. Proporção relativa dos elementos-traço Cu, Zn e Mn em cada fração do solo da área do experimento 1.

C: controle; ELS: esterco líquido suíno; AM: adubação mineral.

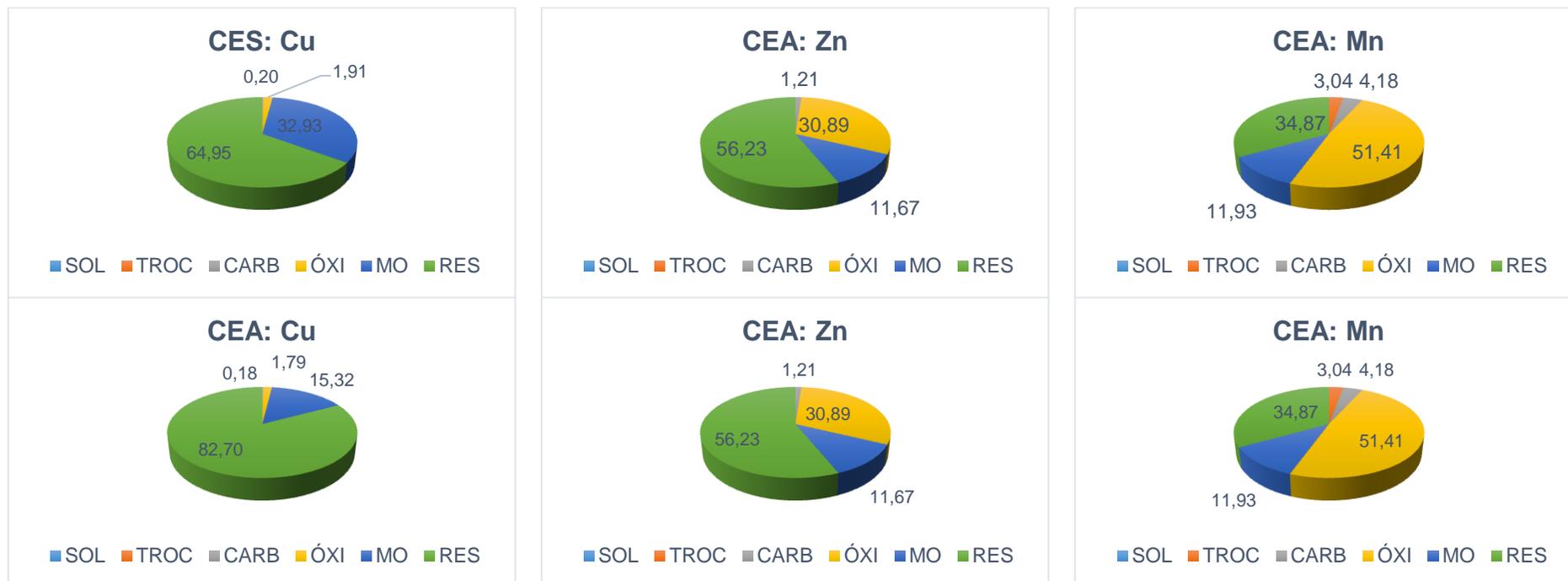


Figura 5. Proporção relativa dos elementos-traço Cu, Zn e Zn em cada fração do solo da área do experimento 2.

T: testemunha; CES: composto de esterco suíno; CEA: composto de esterco de aves.

Tabela 11. Correlações de Pearson na área do experimento 1.

Frações	Elemento	pH	CTC Efetiva	CO	P
1	Cu	0,34	0,50	0,31	0,14
	Zn	0,43	0,65	0,29	0,35
	Mn	0,56	0,16	-0,50	0,27
	Cd	-0,05	-0,09	-0,32	0,33
	Ni	0,49	0,41	-0,20	0,40
	Cr	0,23	-0,15	-0,44	0,12
	Pb	0,81**	0,65	-0,21	0,58
2	Zn	0,70*	0,58	-0,42	0,54
	Mn	-0,72*	-0,52	0,16	-0,33
	Cd	-0,54	-0,38	0,05	0,07
	Ni	0,45	0,49	-0,06	0,52
	Pb	-0,16	-0,02	0,40	-0,11
3	Zn	0,02	-0,11	-0,02	-0,49
	Mn	-0,70*	-0,53	0,19	-0,31
	Cd	-0,63	-0,13	0,44	0,12
	Ni	-0,73*	-0,60	0,30	-0,39
	Pb	-0,04	-0,44	-0,47	-0,60
4	Cu	0,17	0,19	0,13	-0,19
	Zn	0,34	0,53	0,38	0,14
	Mn	0,93**	0,61	-0,52	0,56
	Cd	0,09	-0,27	-0,18	-0,15
	Pb	-0,02	-0,29	-0,42	0,06
5	Cu	0,04	-0,01	0,07	-0,38
	Zn	0,25	0,48	0,42	0,10
	Mn	0,29	-0,31	-0,76*	-0,15
	Cd	0,30	0,66	0,63	0,47
	Ni	-0,19	0,08	0,33	-0,18
	Cr	-0,69*	-0,68*	0,18	-0,53
	Pb	-0,12	-0,44	-0,28	-0,16
6	Cu	0,14	0,36	0,44	-0,02
	Zn	0,24	0,53	0,49	0,19
	MN	0,34	-0,03	-0,31	-0,14
	Ni	0,12	0,51	0,64	0,30
	Cr	-0,57	-0,49	0,34	-0,55
	Pb	-0,64	-0,79*	-0,07	-0,79*
7	Cu	-0,31	0,16	0,43	0,25
	Zn	0,13	0,58	0,58	0,40
	Mn	-0,13	-0,15	-0,01	0,07
	Cd	-0,47	0,09	0,58	0,40
	Ni	-0,32	0,03	0,20	0,22
	Cr	-0,35	0,06	0,48	0,12
	Pb	0,13	0,60	0,36	0,59

1: Metal Pseudo Total; 2: Fração Solúvel em Água; 3: Fração Trocável; 4: Fração Ligada à Carbonatos; 5: Fração Ligada à Óxidos de Fe e Mn; 6: Fração Ligada à Matéria Orgânica; 7: Fração Residual. * significativo a 5%; ** significativo a 1%.

Tabela 12. Correlações de Pearson na área do experimento 2.

Frações	Elemento	pH	K	Ca	Mg	CTC Efetiva	N	CO	P
1	Cu	0,69*	0,69*	0,72*	-0,57	0,71*	0,43	0,26	0,68*
	Zn	-0,02	0,68*	0,35	0,41	0,46	0,83**	0,82**	0,74*
	Mn	-0,07	0,28	0,14	0,05	0,18	0,19	0,19	-0,02
	Cd	-0,12	-0,48	-0,19	-0,19	-0,29	-0,45	-0,45	-0,46
	Ni	0,84**	0,60	0,70*	-0,70*	0,68*	0,29	0,12	0,57
	Cr	0,12	-0,46	-0,14	-0,48	-0,22	-0,49	-0,46	-0,61
	Pb	0,33	-0,48	-0,63	-0,52	-0,65	-0,73*	-0,77*	-0,55
2	Zn	0,08	0,08	-0,26	0,23	-0,20	-0,01	-0,04	0,19
	Mn	-0,23	-0,03	-0,08	0,35	-0,07	-0,01	0,00	0,00
	Pb	-0,01	0,01	0,50	-0,09	0,41	0,24	0,26	0,05
3	Zn	-0,38	0,30	0,12	0,51	0,20	0,58	0,65	0,30
	Mn	-0,86**	-0,38	-0,35	0,63	-0,34	-0,04	0,11	-0,45
	Cd	0,18	0,19	0,44	-0,13	0,40	0,37	0,36	0,28
	Ni	0,35	0,11	0,28	-0,35	0,24	-0,21	-0,28	-0,08
	Pb	-0,21	-0,02	0,25	0,23	0,21	-0,06	-0,01	-0,14
4	Cu	0,24	0,91**	0,70*	0,24	0,79*	0,94**	0,88**	0,90**
	Zn	-0,26	0,59	0,27	0,64	0,39	0,80**	0,84**	0,59
	Mn	0,19	0,81**	0,81**	-0,01	0,85**	0,80**	0,75*	0,63
	Cd	-0,16	-0,44	-0,54	-0,13	-0,55	-0,43	-0,41	-0,55
	Pb	-0,04	0,17	0,00	0,28	0,06	0,10	0,14	-0,01
5	Cu	-0,08	0,67*	0,33	0,37	0,43	0,70*	0,67*	0,71*
	Zn	-0,17	0,69*	0,37	0,59	0,48	0,86**	0,88**	0,70*
	Mn	0,00	0,52	0,35	0,04	0,40	0,40	0,36	0,25
	Cd	-0,07	-0,19	-0,55	0,38	-0,49	-0,21	-0,18	0,04
	Ni	-0,53	-0,50	-0,33	0,46	-0,37	-0,33	-0,21	-0,37
	Cr	0,30	-0,38	-0,39	-0,63	-0,45	-0,73*	-0,82**	-0,45
	Pb	-0,40	-0,32	-0,16	0,25	-0,21	-0,27	-0,24	-0,38
6	Cu	-0,05	0,80**	0,50	0,50	0,61	0,94**	0,93	0,81**
	Zn	-0,27	0,59	0,25	0,68*	0,37	0,78*	0,82	0,59
	Mn	-0,32	0,13	-0,26	0,53	-0,15	0,29	0,36	0,17
	Ni	0,17	0,89**	0,65	0,22	0,75*	0,91**	0,86	0,85**
	Cr	-0,19	0,33	-0,01	0,58	0,09	0,37	0,41	0,30
	Pb	-0,33	-0,86**	-0,79*	-0,06	-0,85	-0,79	-0,69*	-0,90**
7	Cu	0,26	0,71*	0,58	-0,15	0,64	0,70*	0,62	0,63
	Zn	0,08	0,87**	0,62	0,34	0,73*	0,94**	0,91**	0,81**
	Mn	-0,19	0,27	0,18	0,19	0,23	0,47	0,50	0,26
	Cd	-0,24	-0,41	-0,09	0,06	-0,18	-0,41	-0,38	-0,32
	Ni	0,09	0,73*	0,54	0,12	0,61	0,69*	0,64	0,50
	Cr	0,62	0,03	-0,28	-0,47	-0,24	-0,27	-0,36	0,16
	Pb	0,44	0,14	0,08	-0,37	0,10	0,04	0,01	0,02

1: Metal Pseudo Total; 2: Fração Solúvel em Água; 3: Fração Trocável; 4: Fração Ligada à Carbonatos; 5: Fração Ligada à Óxidos de Fe e Mn; 6: Fração Ligada à Matéria Orgânica; 7: Fração Residual. * significativo a 5%; ** significativo a 1%.

4.6 Conclusão

Os pseudo teores totais de Cu, Zn aumentaram no solo dos tratamentos com a aplicação dos dejetos animais.

Os elementos-traço avaliados encontram-se predominantemente em frações químicas menos biodisponíveis, principalmente na fração residual do solo, apesar do incremento ocasionado pela disposição de dejetos animais.

Os elementos mais abundantes são o Cu, o Zn e o Mn, os quais encontram-se associados às frações ligada à matéria orgânica, no primeiro caso, e aos óxidos para os demais, além da fração residual.

Os efeitos da aplicação continuada de dejetos podem ser percebidos, mas o fracionamento indica que o solo foi capaz de desempenhar seu papel de reter estes elementos na fase sólida.

CAPÍTULO V - ESTUDO 2: ADSORÇÃO DE Cu, Zn e P EM SOLOS ADUBADOS COM DEJETOS ANIMAIS

5.1 Introdução

A suinocultura continua a ampliar suas atividades e, ao longo dos anos, mudou sua tecnologia e o manejo dos animais, com a criação em sistema intensivo, o qual é mais produtivo (Gentilini e Anciuti, 2013). Com isso, vieram alguns problemas, como é o caso das águas residuárias, as quais são utilizadas como fertilizante. Tais resíduos são fontes de nutrientes, como N, P e K, contudo trazem em sua composição elementos-traço (ET), como o Cu, o Zn e o Mn, os quais são adicionados na dieta alimentar. Mesmo os micronutrientes, quando presentes em altas concentrações no solo, podem alcançar níveis tóxicos às plantas e aos microrganismos (Camargo et al., 2001).

Os ET podem acumular-se nos componentes do ambiente, onde manifestam sua toxicidade, sendo os solos e sedimentos seus locais de fixação (Baird, 2002). O solo possui uma capacidade finita de adsorver cátions e ânions, sendo esta propriedade função da composição do solo e de variáveis como pH e força iônica.

O aumento do pH do meio favorece a adsorção dos ET (Casagrande et al., 2004; Mustafa et al., 2004, Joris et al., 2012), pois ocorre dissociação de H^+ de grupos OH da matéria orgânica e de óxidos de Fe e de Al, aumentando assim as cargas negativas (Alleoni et al., 2005). Porém, o contrário ocorre com a força iônica (Casagrande et al., 2004).

Para o P, a adsorção aos coloides inorgânicos do solo dá-se em argilas silicatadas e oxi-hidróxidos, dependendo do grau desses sítios de carga positiva de saturação com P (Rheinheimer et al., 2003; Barrow, 2008). Isto ocorre em três estádios temporais: no estádio 1, os grupos $R-OH_2^+$ são neutralizados; no estádio 2, ocorrem as trocas de ligantes; e, no estádio 3, acontecem interações eletrostáticas entre o PO_4 e a superfície dos coloides (Parfitt, 1978 apud Oliveira et al., 2014).

O solo possui uma capacidade limitada para adsorver tanto cátions quanto ânions, sendo a relação entre a concentração de espécies adsorvidas nos sólidos e a sua concentração na solução representada por isothermas. Uma das isothermas mais utilizadas no caso do Cu, do Zn (Nascimento & Fontes, 2004, Usman et al., 2008; Bender et al., 2013) e do P é a do tipo L (Langmuir) (Oliveira et al., 2014), a qual possui boa adequação para descrever o equilíbrio no solo, assim como prever a capacidade máxima de adsorção (CMA) de um solo, bem como concentrações nas condições de equilíbrio.

O conhecimento dos processos de adsorção no solo são essenciais para prevenir contaminação e difusão tanto dos ET quanto do P, os quais podem provocar impactos quando mal manejados. Assim, é importante avaliar-se os processos de adsorção de nutrientes, visando inferir sobre os impactos do acúmulo destes elementos no solo com a aplicação continuada de dejetos animais.

5.2 Hipótese

As reações de superfície devem indicar alta capacidade máxima de adsorção de Cu, Zn e P, uma vez que os solos são argilosos e possuem expressiva quantidade da fração oxídica, nesta ordem.

5.3 Objetivo

Determinar a capacidade máxima de adsorção (CMA) de Cu, Zn e P do solo para verificar a aptidão destes solos para a disposição de dejetos de animais.

5.4 Material e métodos

Este estudo teve por base amostras de solo coletadas de dois experimentos localizados em Chapecó, oeste do Estado de Santa Catarina, sobre um Latossolo Vermelho distroférico, conforme descrito no item 3.

O experimento 1 foi iniciado em 1996 e apresentou as seguintes sequências de culturas, todas em plantio direto: de 1996 a 1999 - milho/aveia preta; de 2000 a 2010 - sorgo ou milheto/aveia preta ou azevém (retirado 1º e 2º corte e deixado o 3º corte); a partir de 2011 - milho/aveia preta. Os tratamentos avaliados no presente estudo são: Controle (C): adubado sem N, Esterco Líquido Suíno (ELS), na dose 240 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹, e Adubação Mineral (AM), na mesma dose de N, com aplicação superficial de ureia em duas etapas a cada estação de inverno e verão.

O experimento 2 foi iniciado em 2005, tendo a seguinte sequência de culturas, todas em plantio direto: de 2005 a 2013 - milho/aveia/feijão/mucuna/milho; a partir de 2013 - milho/aveia preta. Os tratamentos avaliados no presente estudo foram os seguintes: Testemunha (T): sem adubação, Composto de Esterco Suíno (CES) e Composto de Esterco de Aves (CEA), ambos na dose 10 t ha⁻¹ ano⁻¹ em base seca, sendo aplicada a metade desta dose nos anos de cultivo com espécie leguminosa.

O solo foi coletado na profundidade de 0 a 10 cm, em mini trincheiras, com pá-de-corte, durante o mês de dezembro de 2015, passando por processo de secagem e posterior peneiramento em malha de 2 mm, para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA) para a determinação da CMA dos elementos em estudo.

Para fins de comparação também foram coletadas 3 amostras de solo natural (SN) no entorno das áreas experimentais com solo com características similares na mesma profundidade.

Nas Tabelas 5, 6 e 7 podem ser visualizadas as quantidades de nutrientes adicionadas ao longo do tempo pela aplicação dos dejetos animais e, na Tabela 8, a caracterização química, física e mineralógica do solo das áreas dos experimentais.

5.4.1 Capacidade máxima de adsorção de Cu, Zn e P

Para avaliar o comportamento adsorptivo do Cu e Zn do solo coletado nas parcelas experimentais foram preparadas suspensões de TFSA dos solos com doses crescentes de $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$, em solução salina de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ com força iônica igual a 15 mmol L^{-1} , conforme Lopes et al. (2014) que também trabalharam com solos com aplicação de dejetos suínos. Já para o P, a força iônica foi ajustada com KCl 20 mmol L^{-1} combinada com doses de P crescentes na forma de KH_2PO_4 , previamente seco a 105°C por 2 horas.

As soluções, em função dos elementos empregados, foram: 50-100-200-300-600-900 mg L^{-1} para Cu e Zn e 10-25-50-100-400-600 mg L^{-1} para P. Após a adição das soluções nas amostras, na proporção de 5 g de solo para 50 mL de solução, em frascos tipo "snap cup", as suspensões foram submetidas a ciclos de agitação (12 horas de agitação e 12 horas de repouso) durante 72 horas. A quantificação dos teores de Cu e Zn remanescentes nas soluções de equilíbrio foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica de chama (EAA) e o teor de P foi determinado pelo método de Murphy & Riley (1962). A partir destes teores e das quantidades adicionadas, foram calculadas as quantidades adsorvidas pelo solo. As isotermas de adsorção foram ajustadas ao modelo de Langmuir, que é expresso pela seguinte Equação 1:

$$x/m = (kCb)/(1 + kC) \quad (1)$$

Onde: x/m = quantidade adsorvida (adsorbato por unidade de massa do adsorvente); C = concentração de equilíbrio do adsorptivo; k = constante relacionada à energia de adsorção; b = quantidade máxima que o adsorptivo pode ser adsorvido.

5.4.2 Análise estatística

Os solos das parcelas experimentais foram comparados com amostras de solo sem interferência antrópica, coletadas no entorno das áreas experimentais, por meio de ANOVA e teste de Tukey a 5% de significância, por meio do programa Sisvar (Ferreira, 2014).

5.5 Resultados e discussão

As curvas de adsorção de cobre, zinco e fósforo são apresentadas nas Figuras 6, 7 e 8, respectivamente, demonstrando que o modelo de Langmuir foi adequado para descrever o comportamento sortivo destes elementos no solo (Tabela 13), apresentando R^2 acima de 0,85, enquanto os valores de capacidade máxima de adsorção (CMA) constam na Tabela 14.

Para a CMA de Cu não houve diferença significativa na área 1, contudo foram encontradas correlações positivas entre esta e algumas outras variáveis (Tabela 15), como o pH e a CTC. Linhares et al. (2010) também encontraram correlação positiva entre a CMA de Cu e o pH do solo, o qual, assim como neste trabalho, também não foi corrigido no procedimento.

Além disso, Alleoni et al. (2005), estudando atributos do solo relacionados à adsorção de Cd e Cu, encontraram que o pH do solo teve influência significativa na adsorção do Cu nos solos, provocando alterações na densidade de carga elétrica da superfície dos minerais de carga variável, sendo que com o aumento do pH ocorre a dissociação de H^+ de grupos OH da matéria orgânica e de óxidos de Fe e de Al, aumentando assim as cargas negativas, o que possibilita maior adsorção do Cu.

Entretanto, na área 2, houve diferenciação, uma vez que os dois tratamentos que receberam adição de dejetos (CES e CEA) quando comparados ao controle (C) apresentaram maiores valores de CMA de Cu, mesmo com incremento dos teores deste elemento (Tabela 10). Isto possivelmente foi proporcionado por diferentes doses de adição de P na área 2, o que resultou em correlação positiva (Tabela 15). A correlação positiva com o teor pseudo total dá-se pela adição concomitante do P, o qual segundo Pierangeli et al. (2004), aumenta a carga líquida negativa presente nas camadas superiores do solo, proporcionando aumento do poder de retenção de Cu e Zn nos óxidos de ferro e alumínio e na matéria orgânica.

No que diz respeito à CMA de Zn, não houve diferença significativa entre os tratamentos de adubação de cada área. Porém, os valores da área 2 foram superiores nas parcelas com aplicação de dejetos animais, também possivelmente devido à adição concomitante de P ($r= 0,90^*$) pelos tratamentos

CES e CEA, sendo que os tores de P encontrados nos solos destes tratamentos possuem incremento de mais de 100 mg kg^{-1} deste nutriente (Tabela 8).

Segundo Moreira e Alleoni (2010), que estudaram a adsorção de Cu, Zn, Cd e Ni em 14 solos, a sequência de afinidade de adsorção para tais cátions foi $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cd}$ em sistema não-competitivo, o que é corroborado no presente trabalho, uma vez que as CMA de Cu foram maiores que as de Zn. Estudos demonstram que quando o Cu e o Zn são colocados em um sistema competitivo o Cu tem sido adsorvido preferencialmente e sua presença afeta a retenção de Zn (Agbenin e Olojo, 2004; Arias et al., 2006; Sipos et al., 2008).

Os valores absolutos obtidos de CMA de Cu e Zn podem ser considerados altos, uma vez que diversos trabalhos apontam quantidades inferiores. É o caso do trabalho de Linhares et al. (2010), que encontraram $0,874 \text{ g kg}^{-1}$ para um Latossolo Vermelho distroférico de área natural com pouco menos de 500 g kg^{-1} de argila e pH 4,98; contudo em um Chernossolo este valor aumentou para $1,168 \text{ g kg}^{-1}$ de adsorção de Cu (524 g kg^{-1} de argila e pH 7,52). Para Zn os mesmos solos apresentaram $0,439$ e $0,627 \text{ g kg}^{-1}$ respectivamente. Nascimento e Fontes (2004), trabalhando com vários tipos de Latossolos, encontraram valores de CMA entre $1,08$ e $2,08 \text{ g kg}^{-1}$ para Cu e $1,11$ e $2,18 \text{ g kg}^{-1}$ para o Zn.

Entretanto, outras pesquisas apontam que é possível o solo possuir uma maior CMA. Zuhairi (2003), trabalhando com solos com argila variando entre 210 e 570 g kg^{-1} de argila com pH alcalino na região sul de Gales no Reino Unido, encontraram CMA de $2,325$ a $21,978 \text{ g kg}^{-1}$ para o Cu e $1,648$ a $13,624 \text{ g kg}^{-1}$ para o Zn. Hecai et al. (2015), trabalhando com solos distintos na China, os quais receberam aplicação de palha ou dejetos, observaram que na maioria dos solos houve uma maior retenção de Cu devido à matéria orgânica adicionada. Os valores para CMA de Cu relacionada à adição de dejetos suíno foi da ordem de $13,699 \text{ g kg}^{-1}$ para um solo com 397 g kg^{-1} de argila e pH 7,1.

Quanto à CMA de P, os resultados das áreas e entre as áreas foram similares; todavia, como esperado, o solo natural (SN) apresentou uma CMA muito superior, já que os solos das áreas experimentais possuem mais de 300 mg kg^{-1} de P em relação a $4,2 \text{ mg kg}^{-1}$ na área natural (Tabela 8), além de

possuir uma maior quantidade de cargas positivas pelo menor pH, apesar da menor quantidade de óxidos cristalinos de Fe.

Rheinheimer et al. (2003), trabalhando com sorção de P no comparativo com e sem adição inicial de P, encontraram valores para a CMA na faixa de 1,15 e 1,13 g kg⁻¹ para sem e com a inclusão de P para um Latossolo Vermelho distroférico oriundo de basalto, sendo esta mais alta em plantio direto. Rolim Neto et al. (2004), analisando perfis de diferentes solos, encontraram valores de 0,91 a 2,98 g kg⁻¹, o que ajuda a justificar a CMA de P encontrada para o SN.

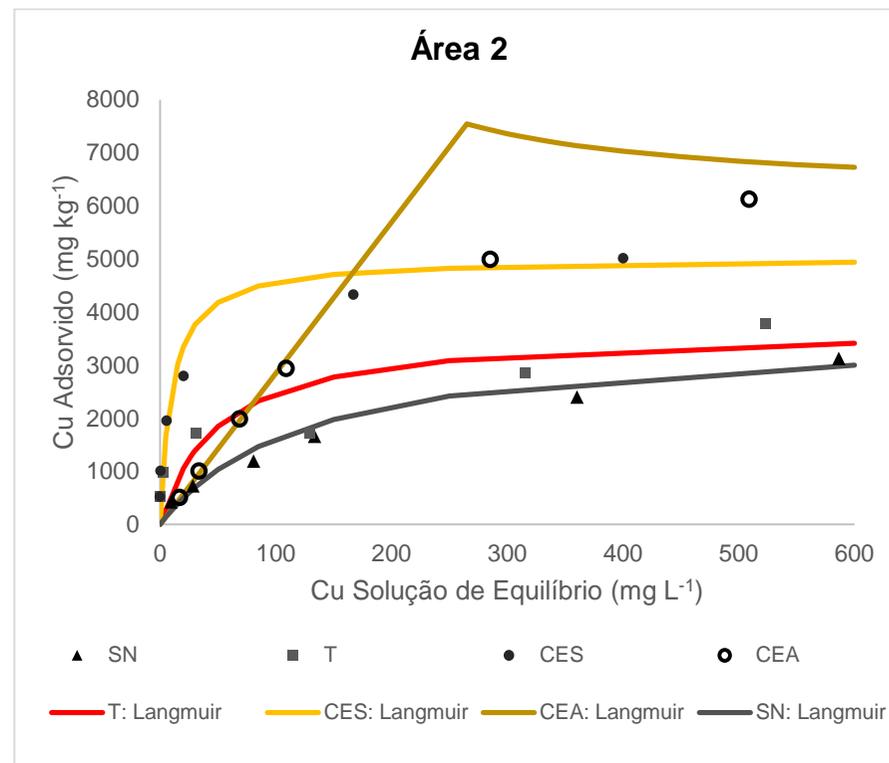
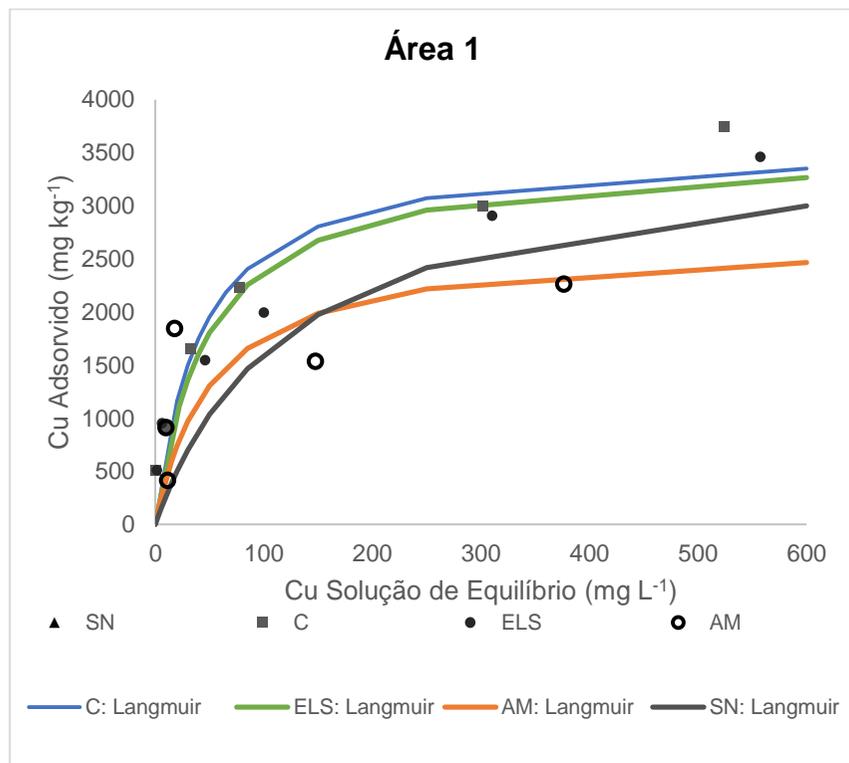


Figura 6. Comportamento adsorptivo do cobre.

C: controle; ELS: esterco líquido suíno; T: testemunha; AM: adubação mineral; CES: composto de esterco suíno; CEA: composto de esterco de aves; SN: solo natural.

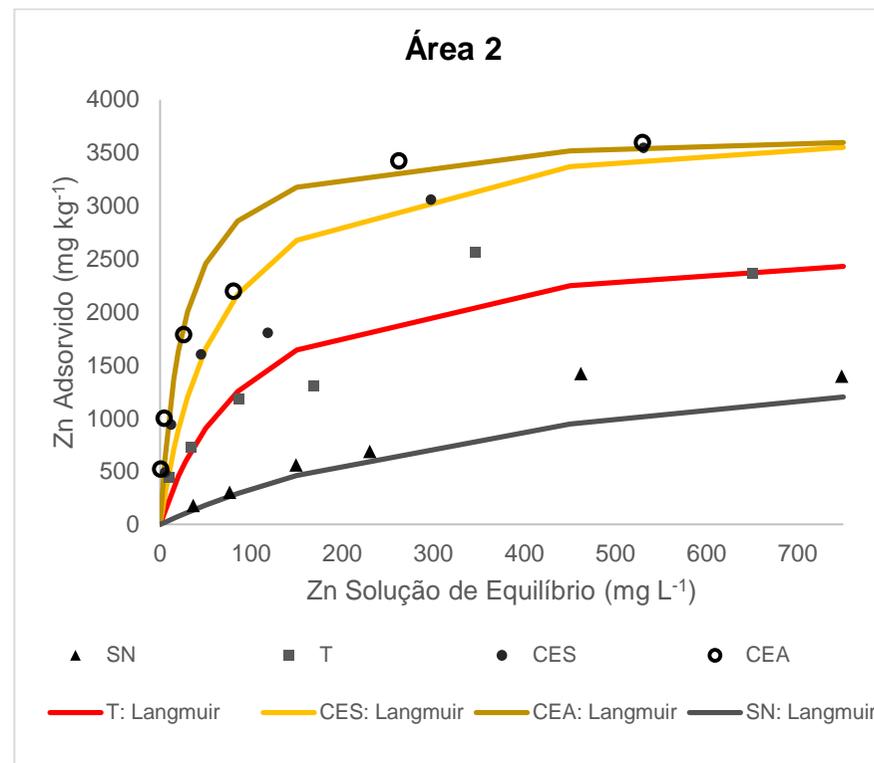
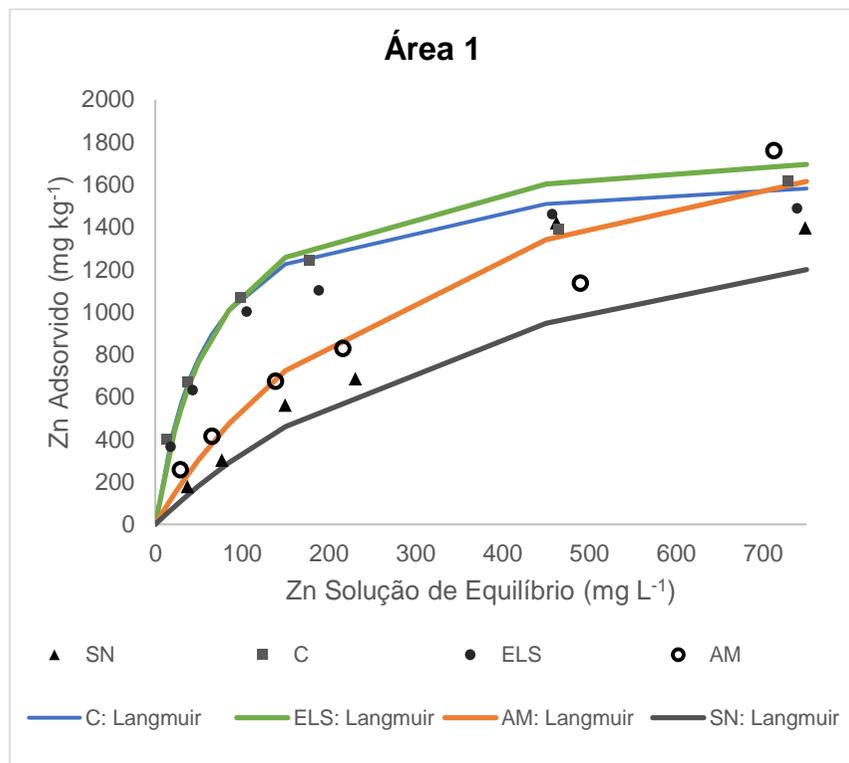


Figura 7. Comportamento adsorptivo do zinco.

C: controle; ELS: esterco líquido suíno; T: testemunha; AM: adubação mineral; CES: composto de esterco suíno; CEA: composto de esterco de aves; SN: solo natural.

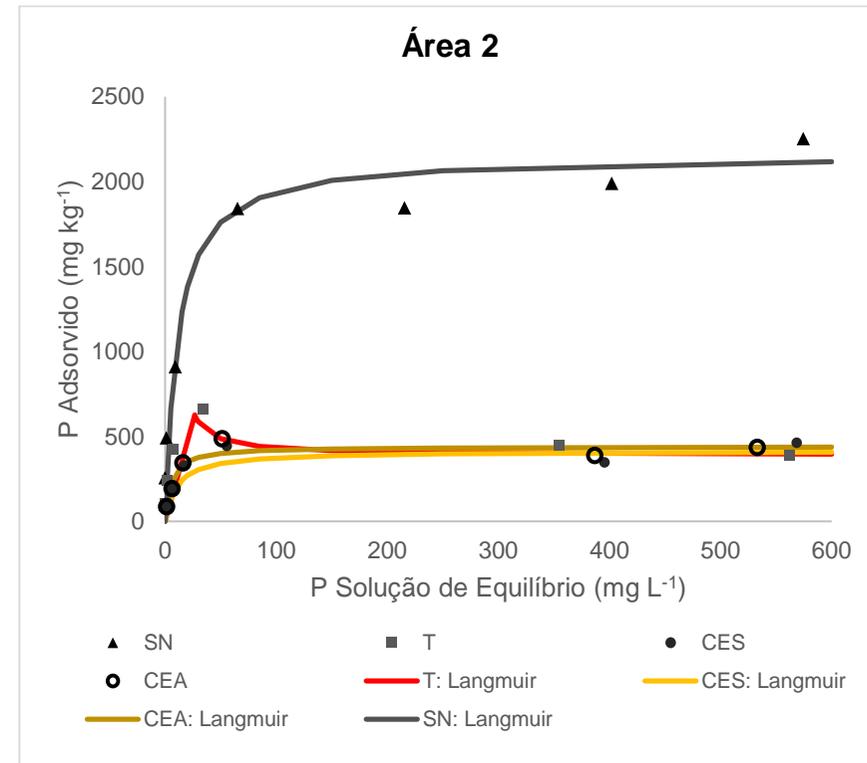
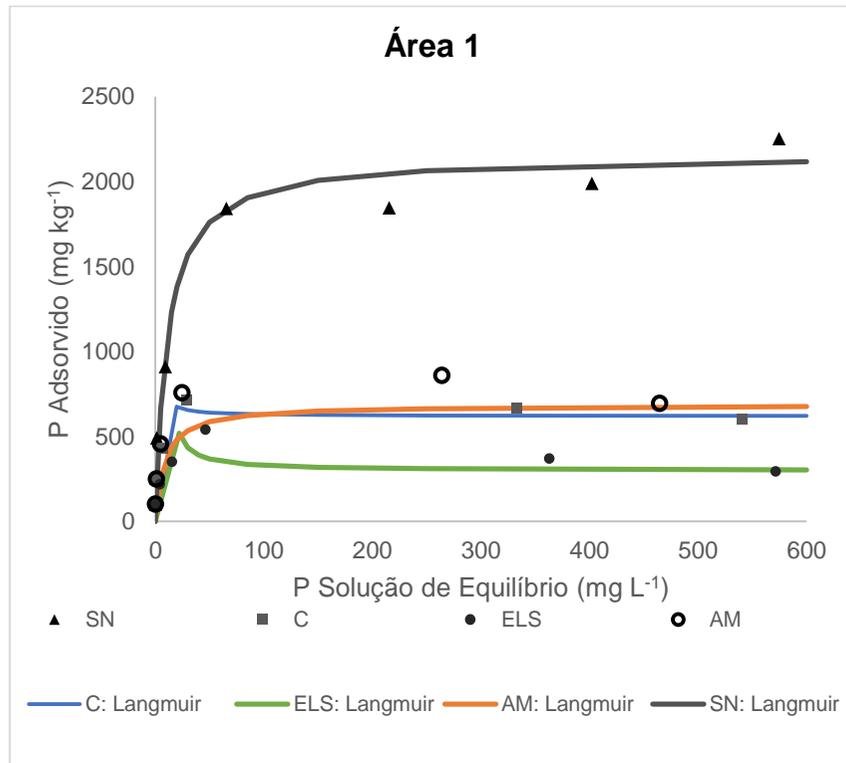


Figura 8. Comportamento adsorptivo do fósforo.

C: controle; ELS: esterco líquido suíno; T: testemunha; AM: adubação mineral; CES: composto de esterco suíno; CEA: composto de esterco de aves; SN: solo natural.

Tabela 13. Parâmetros de ajuste à equação de Langmuir.

Tratamento	Equação	K	R ²
Cu			
Experimento 1			
C	$x/m = (85,92C)/(1 + 0,024C)$	0,024	0,981
ELS	$x/m = (74,77C)/(1 + 0,021C)$	0,021	0,973
AM	$x/m = (49,66C)/(1 + 0,019C)$	0,019	0,979
Experimento 2			
T	$x/m = (74,30C)/(1 + 0,020C)$	0,020	0,912
CES	$x/m = (503,2C)/(1 + 0,100C)$	0,100	0,995
CEA	$x/m = (-128,7C)/(1 - 0,021C)$	-0,021	0,982
Referência			
SN	$x/m = (29,22C)/(1 + 0,008C)$	0,008	0,963
Zn			
Experimento 1			
C	$x/m = (27,99C)/(1 + 0,017C)$	0,017	0,990
ELS	$x/m = (22,75C)/(1 + 0,014C)$	0,014	0,997
AM	$x/m = (6,654C)/(1 + 0,003C)$	0,003	0,856
Experimento 2			
T	$x/m = (27,48C)/(1 + 0,001C)$	0,010	0,957
CES	$x/m = (57,88C)/(1 + 0,015C)$	0,015	0,971
CEA	$x/m = (144,98C)/(1 + 0,039C)$	0,039	0,991
Referência			
SN	$x/m = (5,533C)/(1 + 0,002C)$	0,002	0,897
P			
Experimento 1			
C	$x/m = (-379,3C)/(1 - 0,616C)$	-0,616	0,997
ELS	$x/m = (-31,69C)/(1 - 0,107C)$	-0,107	0,985
AM	$x/m = (81,01C)/(1 + 0,118C)$	0,118	0,999
Experimento 2			
T	$x/m = (-39,19C)/(1 - 0,100C)$	-0,100	0,993
CES	$x/m = (39,49C)/(1 + 0,094C)$	0,094	0,969
CEA	$x/m = (86,31C)/(1 + 0,197C)$	0,197	0,994
Referência			
SN	$x/m = (192,6C)/(1 + 0,089C)$	0,089	0,992

C: controle; ELS: esterco líquido suíno; T: testemunha; AM: adubação mineral; CES: composto de esterco suíno; CEA: composto de esterco de aves; SN: solo natural.

Tabela 14. Capacidade máxima de adsorção de cobre, zinco e fósforo do solo.

Elementos Traço	Experimento 1							CV (%)
	C	ELS		AM	SN			
	g kg ⁻¹							
Cu	3,58	a	3,56	a	2,61	a	3,65	11,03
Zn	1,65	a	1,62	a	2,22	a	2,77	18,70
P	0,62	a	0,30	a	0,69	a	2,16	34,68

Elementos Traço	Experimento 2							CV (%)
	T	CES		EA	SN			
	g kg ⁻¹							
Cu	3,72	b	5,03	a	6,13	a	3,65	8,62
Zn	2,75	a	3,86	a	3,72	a	2,77	11,76
P	0,39	a	0,42	a	0,44	a	2,16	26,05

C: controle; ELS: esterco líquido suíno; T: testemunha; AM: adubação mineral; CES: composto de esterco suíno; CEA: composto de esterco de aves; SN: solo natural.

Tabela 15. Correlações entre a capacidade máxima de adsorção de cobre, zinco e fósforo do solo e características químicas do solo.

Experimento 1									
CMA	pH	K	Ca	S	CTC efetiva	C	P	PT Cu	PT Zn
Cu	0,82 *	0,71**	0,90*	0,91*	0,85*	0,02	0,55	0,58	0,68
Zn	-0,43	-0,51	-0,34	-0,02	0,33	0,26	0,39	-0,31	-0,18
P	-0,34	-0,47	-0,62	-0,20	-0,12	-0,10	0,16	-0,66	-0,06

Experimento 2									
Cu	0,62	0,85 *	0,82*	0,85*	0,85 *	0,60	0,83 *	0,83 *	0,47
Zn	0,30	0,88 *	0,64	0,73**	0,73**	0,75**	0,90 *	0,52	0,68**
P	0,66	0,10	-0,36	-0,29	-0,29	-0,30	0,24	0,11	0,10

PT: teor pseudo total; K: teor disponível; Ca: teor trocável; S: soma de bases; CO: carbono orgânico; P: teor disponível. *significativo a 1%; **significativo a 5%.

5.6 Conclusão

O Cu demonstrou maior CMA pelo solo, seguido pelo Zn e o P, sendo que a adição de P via dejetos tendeu a favorecer a adsorção de Cu e Zn na área 2. De forma geral, as CMA de Cu e Zn foram altas demonstrando a aptidão deste tipo de solo para a retenção de ET, porém deve-se ter cautela com a contínua adição de dejetos animais devido às quantidades de fósforo adicionadas.

CAPÍTULO VI - ESTUDO 3: DIVERSIDADE DE BACTÉRIAS E ARCHAEA DE SOLO SOB INFLUÊNCIA DE APLICAÇÃO CONTINUADA DE DEJETOS DE ANIMAIS

6.1 Introdução

O Brasil produziu quase 13.000 t de carne de frango e pouco mais de 2.000 t de carne suína em 2017 (ABPA, 2017). Segundo relatório divulgado sobre os agrocombustíveis em março de 2008, pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), de 2012 até 2030, o mundo terá de aumentar a produção per capita de carne em 20%. As carnes com perspectivas de maiores crescimentos serão a carne de aves (40,4%), suína (20%), de peixe (19%) e bovina (12,7%) (De Paula et al., 2010).

A suinocultura e avicultura continuam a ampliar suas atividades, e, ao longo dos anos, mudaram sua tecnologia e manejo dos animais, fazendo com que estes sejam criados em sistema intensivo, o qual é mais produtivo (Gentilini e Anciuti, 2013). Por ser um resíduo que contém altos teores de matéria orgânica e de outros nutrientes, principalmente o N e o P, o dejetos de suínos pode melhorar as propriedades físicas e as características químicas e biológicas do solo, o que possibilita seu aproveitamento na agricultura como fornecedor de nutrientes e elementos benéficos ao desenvolvimento e à produção das plantas (Scherer et al., 2007), como forma de ciclagem de nutrientes e minimização de seu potencial poluente (Martins et al., 2011).

Entretanto, em solos agrícolas, a aplicação de dejetos pode ser as diferenças entre a composição e as necessidades das plantas, especialmente de elementos-traço (ET), dificulta seu uso mais racional (Martins et al., 2011). Além disso, em função do grande volume de águas residuárias gerados, os

quais possuem baixa quantidade de matéria seca, muitas áreas da circunvizinhança de tais atividades têm apresentado um aumento na concentração de nutrientes como N, P e K, além de elementos-traço (ET) como o Cu, o Zn e o Mn no solo (Oliveira, 2004; Berwanger et al., 2008; Scherer et al., 2010; Londoño, 2012). Segundo Ariovaldo et al. (2010), devido à carência de áreas agrícolas aptas a receber estes crescentes volumes de dejetos, em função de distâncias, entre outros, está ocorrendo também contaminação das águas em áreas rurais, como resultado da destinação inadequada dos dejetos.

A estrutura da comunidade bacteriana no solo pode ser muito influenciada pela aplicação de diferentes fertilizantes (orgânicos ou minerais), por causa das alterações das propriedades físico-químicas do solo (Liu et al., 2017). Hamma et al. (2016), trabalhando com solos com aplicação de dejetos suínos comparada à área com aplicação de ureia, encontraram que a aplicação do dejetos favoreceu o aumento da diversidade bacteriana como resultado de recursos nutricionais fornecidos nos tratamentos orgânicos. Fatores inerentes à matéria orgânica, como a relação C/N, presença de lignina e granulometria, interferem na composição microbiana (Alexander, 1977).

Os microrganismos são capazes de responder rapidamente às mudanças no solo frente aos fatores responsáveis pela degradação da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Behera e Sahani, 2003; Zhang et al., 2011), o que pode inferir sobre a qualidade do solo. Segundo Severino et al (2004) quando um material rico em C orgânico é adicionado ao solo, é utilizado pelos microrganismos como fonte de energia, o que promove aumento na atividade biológica e conseqüente liberação de CO₂, os quais são utilizados como fonte de energia e substrato para a produção de mais biomassa microbiana.

Entretanto, a adição concomitante de ET pode trazer mudanças no comportamento da microbiota. Segundo Chaudri et al. (1992), o Cu e o Zn são micronutrientes requeridos em pequenas quantidades, mas podem se tornar tóxicos em concentrações altas, conforme Siqueira et al. (1994), e chegar a provocar desnaturação de proteínas e bloqueios de sítios de ligação de enzimas. Além disso, altas concentrações destes elementos promovem inibição da atividade das populações de diversas bactérias e fungos, alterando de imediato o equilíbrio microbiológico do ecossistema (Reber, 1992; Landmeyer et al., 1993).

Wang (2006), que estudou áreas no entorno de uma área com mineração de Cu e Zn, com a utilização dos primers F338 e R518 para a amplificação de genes 16S rDNA bacterianos e Primers F243 e R518 para a amplificação de actinomicetes no solo, detectou que à medida que as fontes de Cu e Zn se afastavam ocorria um número maior de bandas, o que demonstra que a contaminação com elementos-traço diminui a diversidade, a qual foi verificada pelo índice de Shannon. Tal comportamento também foi encontrado por Zhaojun et al. (2006) em que a alteração da estrutura da comunidade microbiana com aparecimento de nova banda, a qual foi atribuída às bactérias resistentes ao Cu e ao Zn.

Assim sendo, deseja-se avaliar o efeito residual do tempo de aplicação de dejetos animais sobre a população de bactérias e archaea de solo de duas áreas, uma na qual ocorre comparação entre adubação orgânica e mineral, e, outra na qual há o comparativo entre os diferentes adubos orgânicos.

6.2 Hipótese

O solo dos tratamentos com aplicação de dejetos animais apresentam maior diversidade de bactérias e archaeae, apesar da presença de elementos-traço (ET). Entretanto, na comparação entre tipos de dejetos, aqueles que mais contribuem com ET apresentam uma menor diversidade.

6.3 Objetivo

Avaliar o efeito residual da adição continuada de dejetos animais no solo sobre a estrutura da comunidade de bactérias e archaeas.

6.4 Material e métodos

Este estudo teve por base amostras de solo coletadas de dois experimentos localizados em Chapecó, oeste do Estado de Santa Catarina, sobre um Latossolo Vermelho distroférico, conforme descrito no item 3.

O experimento 1 foi iniciado em 1996 e apresentou as seguintes sequências de culturas, todas em plantio direto: de 1996 a 1999 - milho/aveia preta; de 2000 a 2010 - sorgo ou milheto/aveia preta ou azevém (retirado 1º e 2º corte e deixado o 3º corte); a partir de 2011 - milho/aveia preta. Os tratamentos avaliados no presente estudo são: Controle (C): adubado sem N, Esterco Líquido Suíno (ELS), na dose 240 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹, e Adubação Mineral (AM), na mesma dose de N, com aplicação superficial de ureia em duas etapas a cada estação de inverno e verão.

O experimento 2 foi iniciado em 2005, tendo a seguinte sequência de culturas, todas em plantio direto: de 2005 a 2013 - milho/aveia/feijão/mucuna/milho; a partir de 2013 - milho/aveia preta. Os tratamentos avaliados no presente estudo foram os seguintes: Testemunha (T): sem adubação, Composto de Esterco Suíno (CES) e Composto de Esterco de Aves (CEA), ambos na dose 10 t ha⁻¹ ano⁻¹ em base seca, sendo aplicada a metade desta dose nos anos de cultivo com espécie leguminosa.

Para as avaliações de população bacteriana, a coleta do solo foi realizada em abril de 2016, na camada de 0 a 10 cm, após a colheita das culturas e antes da reaplicação de fertilizantes para as culturas de inverno, de modo a avaliar o efeito da aplicação dos dejetos animais na microbiota do solo. A mesma foi realizada com trado calador, com amostras compostas de 5 subamostras em cada parcela, as quais foram homogeneizadas em saco plástico e transferidas para tubos de polietileno tipo "falcon", que foram imediatamente armazenados em caixa de isopor com gelo. Entre as coletas das subamostras, o trado foi lavado e desinfestado com álcool 70% e as luvas do operador foram trocadas. Ao chegar ao laboratório as amostras foram armazenadas em freezer a -20C^o até que se desse início às análises.

Nas Tabelas 5, 6 e 7 podem ser visualizadas as quantidades de nutrientes adicionadas ao solo ao longo do tempo pela aplicação dos dejetos animais e, nas Tabelas 8 e 9, a caracterização química, física e mineralógica do solo das áreas experimentais.

6.4.1 Extração de DNA do solo, amplificação parcial do gene 16S rRNA e sequenciamento

Após a coleta do solo nas áreas de estudo, foi extraído o DNA total de cada amostra utilizando o Kit DNA PowerSoil® (Mobio, Carlsbad, CA, EUA) de acordo com as instruções do fabricante. A concentração e pureza dos DNAs extraídos foram avaliadas pela medição dos picos de absorvância a 260 e 280 nm (razão A260/A280 entre 1,8 e 2,0 e) em espectrofotometria, usando o NanoDrop™ (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA). Para verificação da degradação, 1 µL do DNA foi migrado por eletroforese (60 min, 80 V) em gel de agarose desnaturante (1% agarose, TE 1X) corado com blue green. As amostras de DNA foram armazenadas a -40°C até o uso. As comunidades de bactérias e arqueobactérias foram determinadas com base na região hipervariável V4 do gene 16S rRNA, usando a plataforma PGM Ion Torrent (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA) e utilizando os primers 806R e 515F de acordo com o protocolo descrito por Caporaso et al. (2012).

As amostras foram amplificadas por PCR usando barcodes ligados à sequência "A" do adaptador Ion (5'-CCATCTCATCCCTGCGTGTCTCCGACTCAG-3') e a sequência de "P1" do adaptador Ion (5'-CCTCTCTATGGGCAGTCGGTGAT-3'). Assim, obteve-se uma sequência iniciadora composta por A-barcode-806R e P1-515F.

A mistura de PCR foi de 2 µL de Platinum® Taq DNA High Fidelity Polymerase (Invitrogen, Carlsbad, CA, EUA), 4 µL Tampão de PCR High Fidelity 10X, MgSO₄ 2 mM, dNTP 0,2 mM, 0,1 µM dos primers 515F e 806R, 25 µg de BSA Ultrapure (Invitrogen, Carlsbad, CA, EUA) e aproximadamente 30 ng de DNA.

As condições de PCR utilizadas foram: 95 °C durante 2 minutos, seguindo de 30 ciclos de: 94 °C por 45 segundo; 56 ° C por 45 segundos; 72 ° C por 1 minuto, finalizando por 10 minutos a 72 ° C para extensão final. Os produtos de PCR resultantes foram purificados com beads Agencourt® AMPure® XP Reagent (Beckman Coulter, Brea, CA, EUA) e a concentração final do produto de PCR foi quantificado utilizando o kit de Fluorômetro Qubit (Invitrogen, Carlsbad, CA, EUA) seguindo as recomendações do fabricante.

Feito isso, as reações foram combinadas em concentração equimolar em uma mistura composta por fragmentos amplificados do gene 16S de cada amostra. Esta amostra composta foi utilizada para a preparação da biblioteca com o sistema Ion OneTouch™ 2 com o Modelo Ion PGM™ Template OT2 400 Kit (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, EUA). O sequenciamento foi realizado usando o Ion PGM™ Sequencing 400 no Ion PGM™ System usando Ion 318™ Chip v2 para no máximo 40 amostras por microchip.

6.4.1.1 *Análise estatística*

Os arquivos FastQ exportados do sistema Ion PGM™ foram analisados de acordo com Pylro et al. (2014). O arquivo BIOM foi importado para o ambiente R (R Development Core Team, 2008).

Os índices de diversidade de Shannon foram obtidos utilizando o pacote “phyloseq” (Mcmurdie et al., 2013). Gerou-se então correlação por Pearson entre o índice de Shannon e algumas características químicas dos solos.

Para examinar a dissimilaridade da comunidade, utilizou-se o pacote “phyloseq”, uma avaliação de coordenadas principais (PCoA) utilizando duas métricas Bray-Curtis.

6.5 **Resultados e discussão**

6.5.1 População bacteriana e arqueobacteriana do solo

Conforme pode ser visualizado na Figura 9 pode-se verificar uma maior abundância de bactérias em relação às archaeas, além disso, pode-se perceber que ambos os reinos possuem maior quantidade absoluta na área experimental 1. O domínio Archaea são procariotos distintos das bactérias, distinguindo-se das mesmas pela organização do genoma, mecanismos de regulação e expressão gênica e pela diversidade metabólica e fisiológica (Madigan et al., 2016). São encontradas em diversos ambientes aquáticos e

em solos, inclusive em alguns com condições extremas de temperatura, salinidade e pH (DeLong, 1998).

Nas Figuras de 10 até 14 podemos visualizar os filos, classes, ordens, famílias e gêneros mais abundantes, respectivamente. A Figura 15 e 16 apresenta a proporção de cada representante selecionado frente aos níveis taxonomicos.

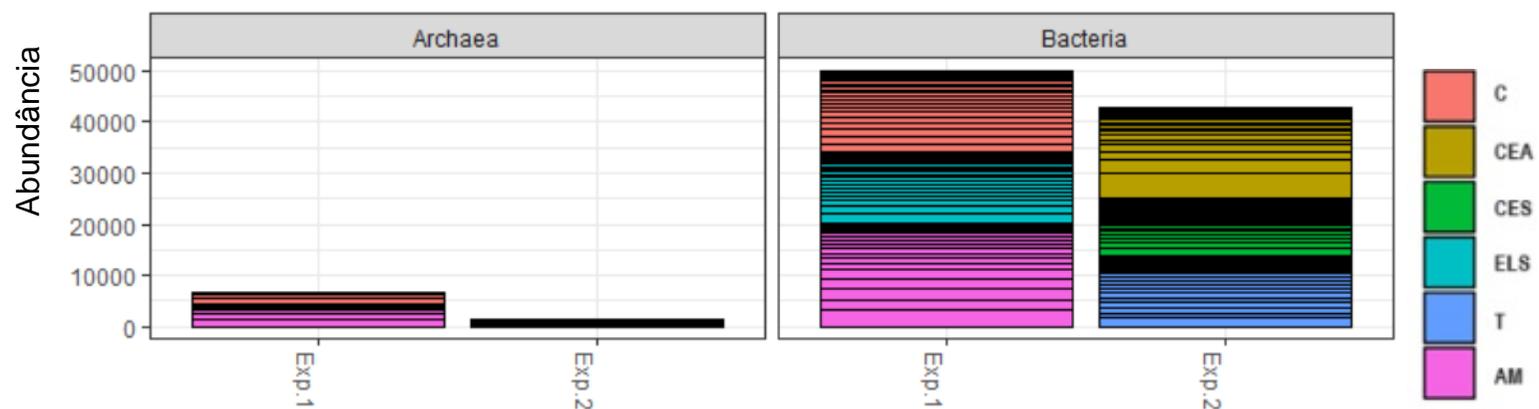


Figura 9. Abundância dos reinos Bacteriano e Archaea.

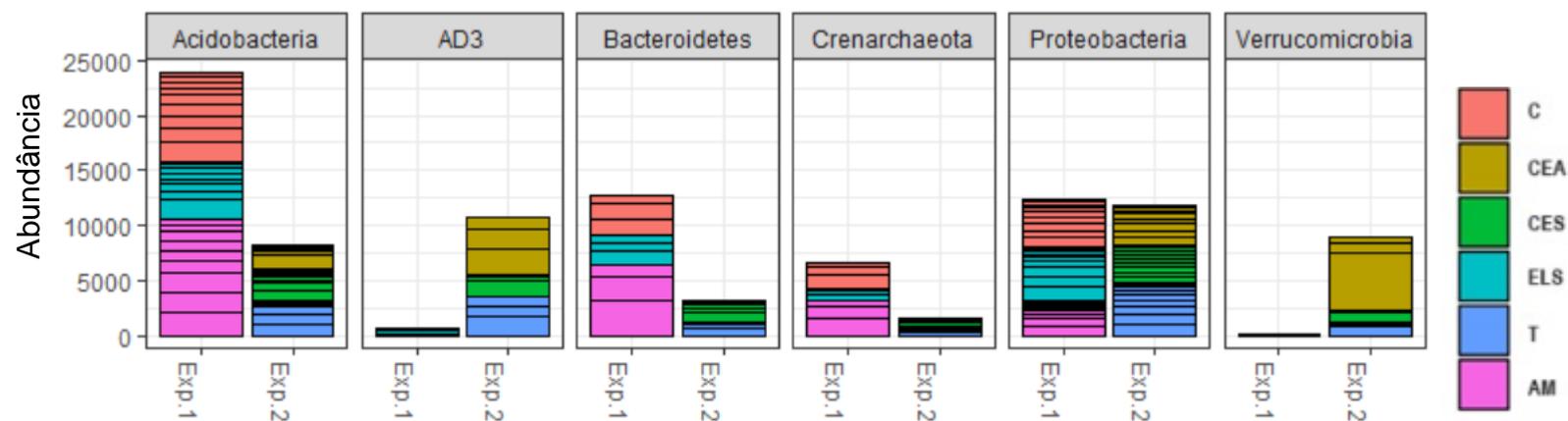


Figura 10. Composição dos filos referentes aos microrganismos Bacterianos e Archaea.

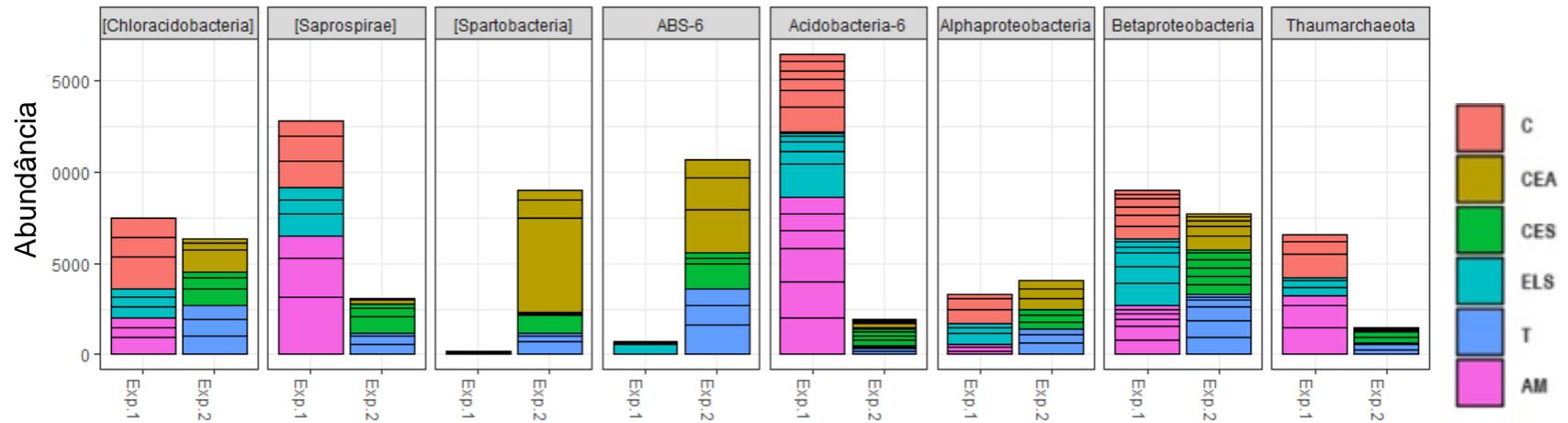


Figura 11. Composição das classes referentes aos microrganismos Bacterianos e Archaea.

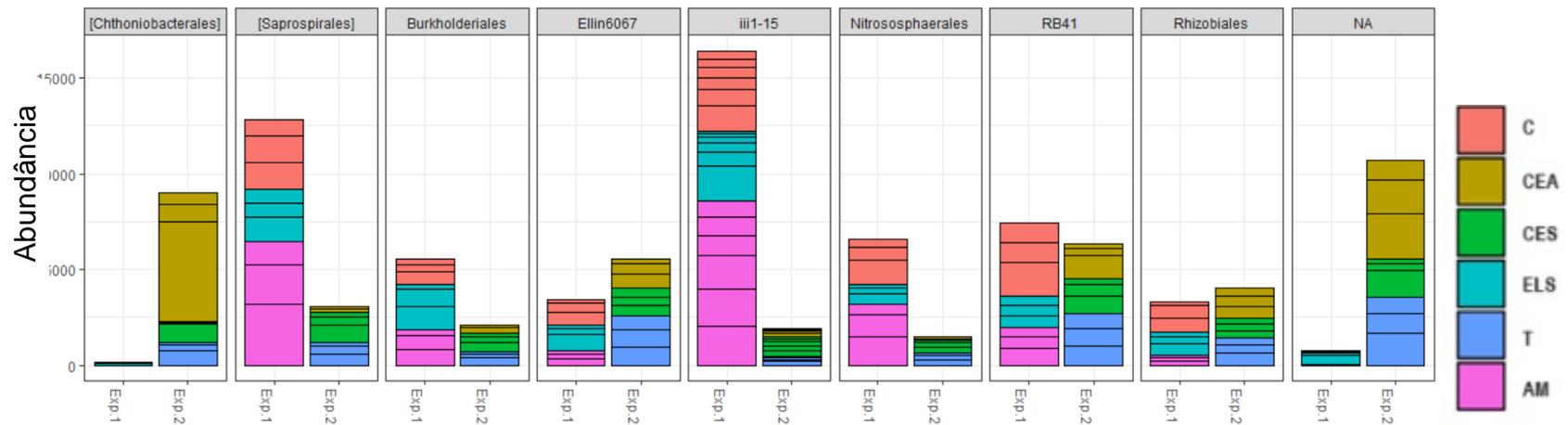


Figura 12. Composição das ordens referentes aos microrganismos Bacterianos e Archaea.

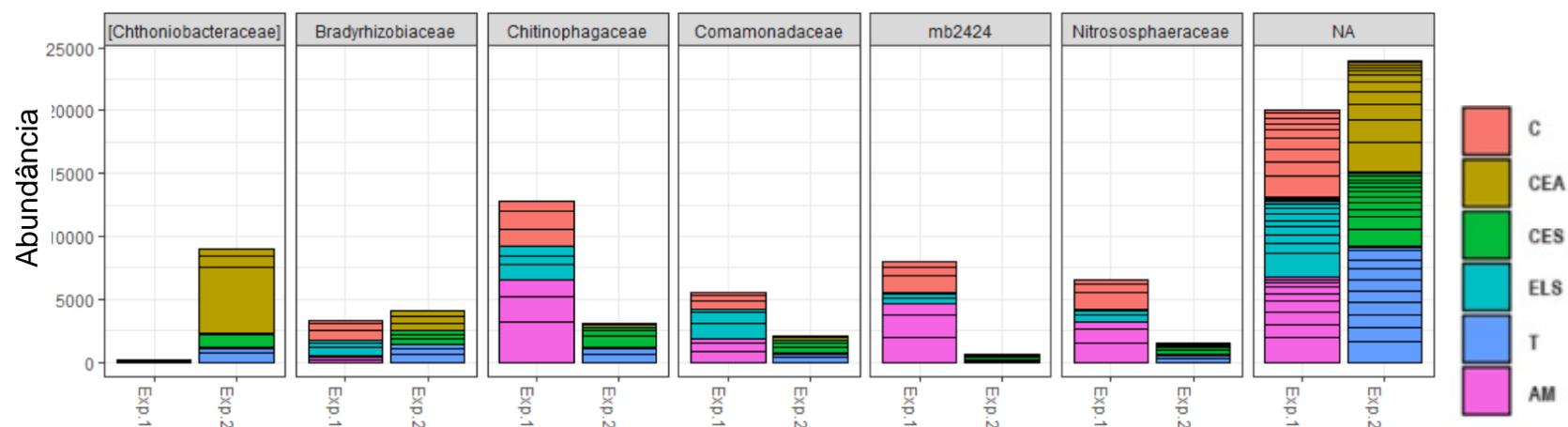


Figura 13. Composição das famílias referentes aos microrganismos Bacterianos e Archaea.

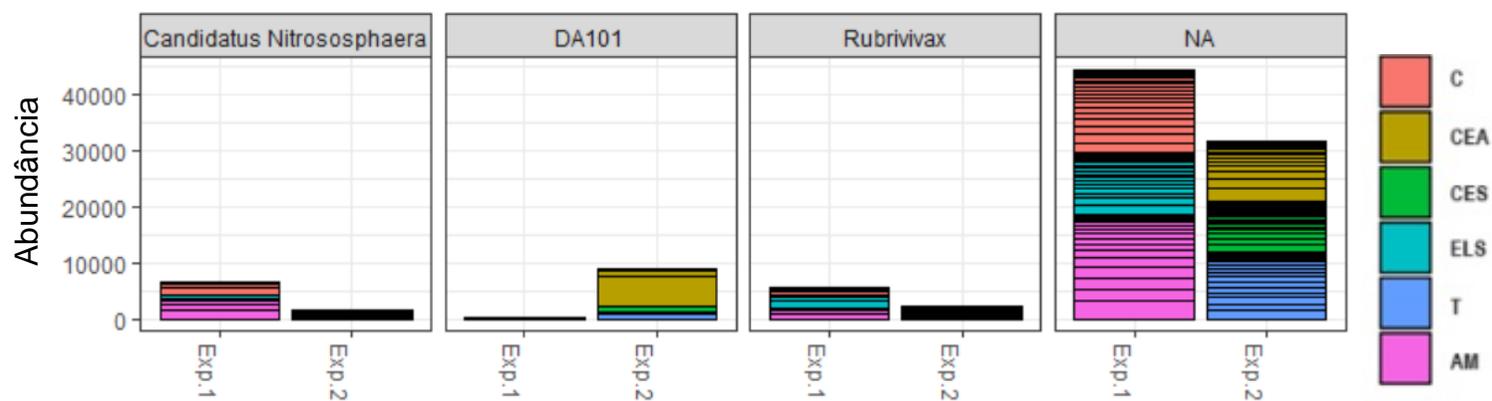


Figura 14. Composição dos gêneros referentes aos microrganismos Bacterianos e Archaea.

Verificando-se a distribuição dos filos, nas Figuras 10 e 15, podemos verificar que mais de 90% dos filos encontrados são: Acidobacteria, AD3, Bacteriodetes, Crenarchaeota, Proteobacteria e Verrucomicrobia. Na Figura 15 pode-se ver que o grupo Acidobacteria (39%), Bacteriodetes e Proteobacteria (22% cada) e Crenarchaeota (11%) foram os predominantes na área experimental 1. Já na área experimental 2 (Figuras 10 e 16) encontraram-se os filos Proteobacteria (29%), AD3 (27%), Verrucomicrobia (24%) e Acidobacteria (19%).

O filo Acidobacteria é muito mais expressivo na área experimental 1, dentro dos tratamentos desta área destacam-se os tratamentos Controle (C) e Adubação Mineral (AM). Na área experimental 2 não houve diferenciação entre os tratamentos.

O filo Acidobacteria é encontrado em maior abundância em solos ácidos (Sait et al., 2006), sendo amplamente distribuídas em amostras ambientais. É possível que tal filo esteja envolvido com a ciclagem de nutriente de forma expressiva (Lee et al., 2008), além disso conforme Ward et al. (2009) as Acidobacterias possuem o potencial de resistência à dessecação e na produção de biofilme. Isto explica o porquê a área experimental 1 possui em maior quantidade deste filo (Tabela 8), já que o pH dos solos dos tratamentos da área experimental 1 são menores, e, dentro deles o tratamento com Esterco Líquido Suíno (ELS) com solo mais alcalino, apresentou a menor abundância.

Quanto aos filos Bacteriodetes, Crenarchaeota e Proteobacterias podemos inferir que há maior abundância também destes na área experimental 1. A proporção relativa de cada tratamento na área experimental 2 foi mais uniforme.

As bactérias do filo Bacteriodetes são conhecidas por serem quimiogarnotróficas capazes de degradar polímeros, sendo encontradas em diversos habitats (Kirchman, 2002). De acordo com Eilers et al. (2010) tais organismos podem ser copiotróficos, já que sua abundância relativa no solo pode aumentar com a adição de C. Suleiman et al. (2016) e Rieke et al. (2018) observaram o aumento dos filos Bacteriodetes e Firmicutes após a adição de ELS.

As Proteobacterias possuem grande diversidade morfológica, fisiológica e metabólica, tendo representantes de grande importância nos ciclos

de C, N e S. Metabolicamente tem-se neste filo os quimiorganotróficos, quimiolitotróficos e fototróficos. Além disso, as Proteobacterias são descritas como o filo de maior abundância em diversos ambientes (Sait et al, 2006). Em solos com ou sem adubação orgânica o filo das Proteobacterias foram as mais abundantes, em geral (Boneman e Triplett, 1997; McCaig et al., 1999). Entretanto, Smit et al. (2001) levantaram a hipótese do favorecimento de tais microrganismos à medida que ocorre o aumento da disponibilidade de nutrientes em solos agrícolas. Em seu estudo Madigan et al. (2016) relataram o crescimento rápido de bactérias deste filo em áreas ricas em nutrientes, as quais atuaram como decompositores de substratos de fácil degradabilidade. Ressalta-se que a maior quantidade de Proteobacterias dá-se em solos cultivados (Nüsslein e Tiedje, 1999) e contaminados por elementos traço (Sandaa et al., 2001), solos estes que normalmente detém pH mais alcalino em relação a solos de floresta.

Ná area experimental 2 nota-se uma população mais equitativa, com maior contribuição de AD3 (27%) e Verrucomicrobia (24%). O filo AD3 tem sido identificado em solo rizosférico, solos de tundra, e solos com alto teor de umidade, porém é um filo pouco estudado, a alta concentração de elementos traço provenientes da mineração de Zn no solo parecem favorecer a abundância deste filo (HUR et al., 2011). Isto demonstra o porquê deste filo ser mais abundante na área 2, área com maior quantidade de matéria orgânica e mais tratamentos com a adição de elemento traço via dejetos animais, sendo a área 2 diferenciada entre seus tratamentos para Zn (Tabela 10), por exemplo, conforme averiguado por Hur et al. (2011).

As Verrucomicrobia são amplamente difundidas estando presentes nos solos de biomas como a Antártica, Europa e Américas, dominante em pastagens e em horizontes subterrâneos do solo (Bergmann et al., 2011). O filo Verrucromicrobia é amplamente distribuído no ambiente, particularmente em solos, assim como os microrganismos da Acidobacterium. São bactérias Gram negativas sensíveis à penicilina, fazendo parte de 1 a 10% das bactérias do solo (Lee et al., 1996). Interessante notar-se uma maior abundância deste filo nas amostras do tratamento CEA na área experimental 2. Parente et al. (2021) avaliando a influência do CEA sobre a população bacteriana do solo também

encontrou este filo entre os mais abundantes, mas não houve uma contribuição maior dos tratamentos com CEA em relação ao C.

Na Figuras 11, 15 e 16 também se nota a formação de dois blocos para a classe. O primeiro com maior ocorrência na para experimental 1 para as classes [Saprospirae], Acidobacteria-6, e Thaumarchaeota, e, o segundo com maior ocorrência na área experimental 2 para [Spartobacteria] e ABS-6. [Chloracidobacteria], Alphaproteobacteria e Betaproteobacteria demonstraram menores variações.

Delgado-Baquerizo et al. (2017) estudando a multifuncionalidade para mudanças globais em terras áridas encontrou que a abundância relativa de classe Saprospirae (Bacteroidetes) foi negativamente relacionada à resistência à multifuncionalidade e à disponibilidade lábil de carbono.

Spartobacteria foi positivamente relacionada com a resistência da multifuncionalidade e a degradação do amido, entretanto a degradação da quitina e a mineralização de P obteve correlação negativa (Delgado-Baquerizo et al., 2017). Na Tabela 14 é possível verificar que há uma menor capacidade máxima de adsorção de P na área experimental 2, apesar de não haver diferença estatística entre os tratamentos.

ABS-6 foi muito mais abundante no tratamento CEA. Zhang et al. (2021) encontraram abundância relativa significativa desta classe nas fezes microbiota intestinal em galinhas poedeiras.

Com a mesma linha de raciocínio, as ordens (Figuras 12, 15 e 16) com destaque da área experimental 1 ocorrem para [Saprospirales], Burkholderiales, iii-15, Nitrosphaerales e RB41, já o outro grupo ocorre para [Chthoniobacterales], Ellin6067, Rhizobiales e NA com destaque da área experimental 2 em relação a área experimental 1.

Zhang et al. (2020) estudando os efeitos interativos do pH do solo e na qualidade da utilização do substrato na utilização microbiana encontrou que o pH do solo teve uma relação significativamente positiva com as abundâncias relativas de Burkholderiales e Saprospirales, bem como relação negativa significativa com as abundâncias relativas de Acidobacteriales. Isto explica a maior abundância de iii-15 e RB41, com o tratamento ELS com menor expressão. Apesar do menor pH na área experimental 1 esta também apresentou maior quantidade de Burkholderiales e Saprospirales.

Burkholderiais possuem membros com capacidade de decompor compostos orgânicos de alto peso molecular e utilizam ácido sulfanílico como única fonte de carbono e energia (Ding et al., 2012). A composição dos dejetos apresenta teores de enxofre entre $5,5 \text{ g kg}^{-1}$ (Weber, 2017) e 6 g kg^{-1} (Trani, 2013) para ELS, $5,8 \text{ g kg}^{-1}$ para CES (Mesquita Filho e Souza, 2006) e 4 g kg^{-1} para CEA (Trani, 2013), o que pode sugerir uma maior abundância no tratamento ELS.

De Araujo et al. (2018) pesquisando locais no cerrado também obtiveram maior abundância de Crenarcheota, sendo Nitrosphaerales seu principal representante. Floresta apresentou maior abundância em relação ao campo/pastagem. Nicol et al. (2005) indicaram as Crenarchaeota de solos podem possuir associação específica com raízes de plantas, o que desempenha um papel importante na rizosfera. Além disso, Nitrosphaerales são importantes oxidantes de amônia. O teor de amônia no ELS pode variar de $1,42$ até $3,4 \text{ g kg}^{-1}$ (Schierholt, 2007), para CES o teor fica em $2,2 \text{ g kg}^{-1}$ e para CEA $6,2 \text{ g kg}^{-1}$ (Pilecco, 2013). Aparentemente maiores teores de amônia desfavoreceram esta classe.

O ELS é na maior parte das vezes armazenados em lagoas, o que favorece um ambiente com pouco O_2 . Segundo Schmidt (1982), ocorre o acúmulo de N na forma de NH_4^+ , uma vez que a oxidação dessa forma de N até nitrato depende da presença de O_2 . A quantidade de N na forma de NH_4^+ varia de 40 a 70%, quando tais dejetos são aplicados no campo (Scherer et al., 1996). Segundo Aita et al. (2007) o N na forma de NH_4^+ do ELS é rapidamente nitrificado, mesmo sem a sua incorporação ao solo, sendo oxidado à NO_3^- entre 15 e 20 dias após a aplicação dos dejetos (dose 130 kg ha^{-1}). Além disso, os mesmos autores afirmam que nitrificação aumenta com a quantidade de NH_4^+ .

Já o dejetos de suíno manejado no sistema de CES apresenta alto teor de matéria seca e alta proporção de N na forma orgânica (70 a 90% do N total) (Oliveira, 1999). Os substratos mais comumente utilizados para formar a cama são a maravalha e a serragem (Oliveira, 1999), sendo que quanto maior o tempo de permanência na esterqueira, maior será a proporção de N recalcitrante (Tiquia et al., 2002). Assim sendo, a adição deste resíduo ao solo deverá ocorrer de forma lenta e gradual, ao contrário do ELS (Sánchez e González, 2005).

As *Spartobacteria* (*Chthoniobacterales*) são segundo Hirsch et al. (2017) respondedores rápidos a mudanças no manejo do solo, com maior abundância em pastagens, solo arável e menos em solo de pousio nu. De acordo com os dados genômicos, estão ligadas à ciclagem do carbono pela degradação de vários complexos de carboidratos, como celulose e xilana (Herlemann et, 2013).

RB41, *Gemmatimonas* e *Ellin6067*, apresentaram correlação positiva com os teores de nutrientes do solo ($0,05 < p < 0,5$) (Liu et al., 2022). Rieke et al. (2018) observaram que *Actinomycetales*, *Rhizobiales* e *Sphingobacterales* foram favorecidas em solos enriquecidos com esterco ao longo do curso do seu experimento. Isto também pode ser verificado no presente estudo, já que *Rhizobiales* apresenta maior abundância relativa em todos os tratamentos com esterco.

Analisando-se as famílias (Figuras 13, 15 e 16) com maior representatividade nota-se que na área experimental 1 acontece maior abundância para *Chilinophagaceae*, *Comamonadaceae*, *mb2424*, *Nitrososphaeraceae* frente a área experimental 2. Comportamento inverso verifica-se para [*Chthoniobacteraceae*] e NA.

Quoc et al. (2021) utilizando primers direcionados aos genes funcionais *nap* e gene *nir* para identificar maior quantidade de desnitrificadores encontraram representantes de *Chilinophagaceae*, *Dokdonella koreensis* e *Flavobacteriaceae*. A desnitrificação ocorre por bactérias anaeróbias facultativas que utilizam o NO_3^- como aceptor final de elétrons, que pode ser proveniente da aplicação de fontes minerais, sendo favorecida pela disponibilidade de carbono lábil e anoxia (Paul e Clark, 1996), a qual é intensificada com os poros do solo preenchidos com mais de 60% de água (Dobbie et al., 1999), tendo o N_2O como produto intermediário. Conforme citado anteriormente o processamento das formas de N no resíduo aplicado ao solo ocorre mais rapidamente no ELS e na AM, já que o N do CES e CEA são menos disponíveis, o que pode ter favorecido este grupo na área experimental 1.

Wolińska et al. (2018) observou que a disponibilidade de NO_3^- foi negativamente correlacionada com representantes bacterianos das famílias *Acetobacteraceae*, *Burkholderiaceae*, *Chitinophagaceae* e *Myxococcaceae*. Por

sua vez, a análise estatística demonstrou que tanto o N-NO_3 quanto o N-NH_4 influenciaram positivamente a abundância das famílias bacterianas sensíveis às práticas agrícolas ($r = 0,206-0,486$).

Betaproteobacteria é representada pela família Comamonadaceae. Estudos relatam que a família Comamonadaceae está relacionada a atividade desnitrificante (Osaka et al., 2006; Cardenas et al., 2008; Sahu et al., 2009). Calderer et al. (2014) observou que quando a glicose foi usada como fonte de carbono e elétrons, as sequências do gene 16S rRNA recuperadas de DGGE estavam intimamente relacionados com representantes da família Comamonadaceae. Membros da família Comamonadaceae, como *Acidovorax* spp. (AM084039) também foram identificados quando por estimulação com acetato em lodos ativados (Osaka et al., 2006). Assim, o tipo de substrato de carbono orgânico tem sido associado à população ativa desnitrificante (Osaka et al., 2006).

O estudo de Wang et al. (2024) demonstrou que a principal Archaea oxidante de amônia no solo, Nitrososphaeraceae, exibiu uma correlação negativa com metais e poluentes orgânicos como Ni, Cd, Cu e Pb. Isso indica que os processos de ciclagem N foram deprimidos pela poluição combinada. Esta família foi positivamente correlacionada com temperatura média, precipitação, umidade e pH do solo. Ishimoto et al. (2021) revelaram um efeito direto negativo da aplicação lodo compostado de curtume nesta família.

Ishimoto et al. (2021) encontraram altas taxas de organismos da família mb2424 em dose maiores 10 e 20 ton ha⁻¹ de lodo compostado de curtume. Acidobacteria é um filo diverso e onipresente, sendo um dos táxons mais abundantes encontrados em solos, as quais podem interagir ativamente com a rizosfera vegetal, atuando como promotores de crescimento vegetal (Kielak et al., 2016). Importante dizer ainda que tal família está associada a degradação de produtos químicos recalcitrantes (Tóth e Borsodi, 2014).

Finalmente quanto ao gênero (Figuras 14, 15 e 16) o que pode ser verificado é a extrema abundância dos organismos não identificados, NA, em ambas as áreas, a qual chega a mais de 90% na área experimental 1 e 70% na área experimental 2. *Candidatus nitrososphaera* e *Rubrivivax* tiveram maior abundância em termos absolutos na área experimental 1 e DA101 na área experimental 2.

Candidatus Nitrososphaera pertencente ao filo Crenarchaeota. Acredita-se que este gênero desempenhe papel importante no ciclo do nitrogênio no solo e no plâncton de sistemas marinhos como oxidantes de amônio (Francis et al., 2007). Eles são participantes importantes na nitrificação do solo, já que são capazes de realizar a primeira etapa da nitrificação através da enzima monooxigenase da amônia (Könneke et al., 2005; Treusch e outros, 2005).

Navarro-Noya et al. (2015) encontrou dominância deste gênero em solo com condutividade elétrica 0,7 dS/m e pH 8,5. *Candidatus Nitrososphaera*, estão disponíveis em uma ampla faixa de pH e temperatura, Melnichuk et al. (2020) avaliando microbioma da rizosfera do solo verificou que o solo cultivado em sistema agrícola tradicional apresentou 9,2% deste organismo, o que é 1,3 vezes mais que nas áreas de solo virgem.

Zhalnina et al. (2013) também encontraram que as parcelas não agrícolas exibiram a menor abundância de *Candidatus Nitrososphaera*, sendo *Bradyrhizobium* inversamente correlacionado. Para eles NH_4^+ , matéria orgânica do solo, N total e umidade foram significativamente correlacionados negativamente à abundância de *Candidatus Nitrososphaera*. No entanto, NH_3 e pH tiveram a correlação positiva mais significativa e mais alta com a abundância relativa deste gênero. Isto justifica a maior abundância de *Candidatus Nitrososphaera* na área experimental 1.

O gênero *Rubrivivax*, pertencente ao grupo Sphaerotilus – Leptothrix dentro da ordem Burkholderiales e da classe Betaproteobactérias, sendo *Rubrivivax benzoatilyticus* e *Rubrivivax gelatinosus* seus representantes (Imhoff et al., 1991). A fixação de nitrogênio tem sido documentado em espécies de *Rubrivivax* (Noar e Buckley, 2009). *Rubrivivax* é uma bactéria que também participa da desnitrificação. Yu et al. (2018) observaram que este gênero foram significativamente ($P < 0,05$) afetados pelo uso da terra. Huang et al. (2020) observaram que a fertilização do solo com estrume de gado favoreceu a abundância de bactérias que abrigam *nirS* dos gêneros *Rubrivivax*, *Bradyrhizobium*, *Ideonella*, *Azoarcus* e *Polymorphum*, o que gerou alterações significativas na estrutura geral da comunidade desnitrificante do solo.

Dawkins e Esiobu (2018) encontraram que o ambiente rizosférico favorece a abundância de *Spartobacteria* - Chthoniobacteraceae - DA101.

DA101 é abundante e onipresente nos solos, sendo caracterizado como heterótrofo aeróbio (Brewer et al., 2016). Shen et al. (2017) descreveram o gênero DA101 como estrategicamente oligotrófico no solo, sendo mais competitivo em condições de baixo recursos de carbono. Todavia, estes mesmos autores encontraram correlação positiva entre este gênero e o pH, que justifica a maior expressividade deste gênero na área experimental 2, principalmente no tratamento CEA.

Observando-se a Figura 15 nota-se que na área experimental 1 os representantes do filo Acidobacteria e Bacteroidetes, os quais figuram no entre os mais abundantes, possuem representantes com maior expressividade até família. AD3 é muito pouco abundante. Já Proteobacteria e Crenarchaeota estão presentes em todos os níveis taxonômicos, estando presentes em maior peso na abundância de gêneros. Os organismos ditos NA, não identificados, crescem a medida do aprofundamento do nível categórico, chegando a apresentar 75% dos gêneros mais abundantes.

Na Figura 16 verifica-se comportamento semelhante na área experimental 2. Acidobacteria e Bacteroidetes mais abundantes até família. Porém, ocorre maior expressividade de AD3, também até classe. Dentro dos demais filis além de Proteobacteria e Crenarchaeota observa-se também Verrucomicrobia, sendo tais abundantes de filo até gênero com representante em todos os níveis categóricos, inclusive com maior abundância de gênero. Os organismos do tipo NA são também abundantes, sendo expressivos a partir de ordem até gênero, com crescimento progressivo. Assim como na área experimental 1 a área experimental 2 também possui quantidade enorme de organismos sem identificação.

Assim, pode-se inferir que apesar do avanço na identificação dos mais diversos níveis taxonômicos na estrutura da comunidade bacteriana e de Archaeas ainda existe um grande universo desconhecido de microrganismos a serem estudados.



Figura 15. Proporção relativa da população de Bactérias e Archaea na área experimental 1.

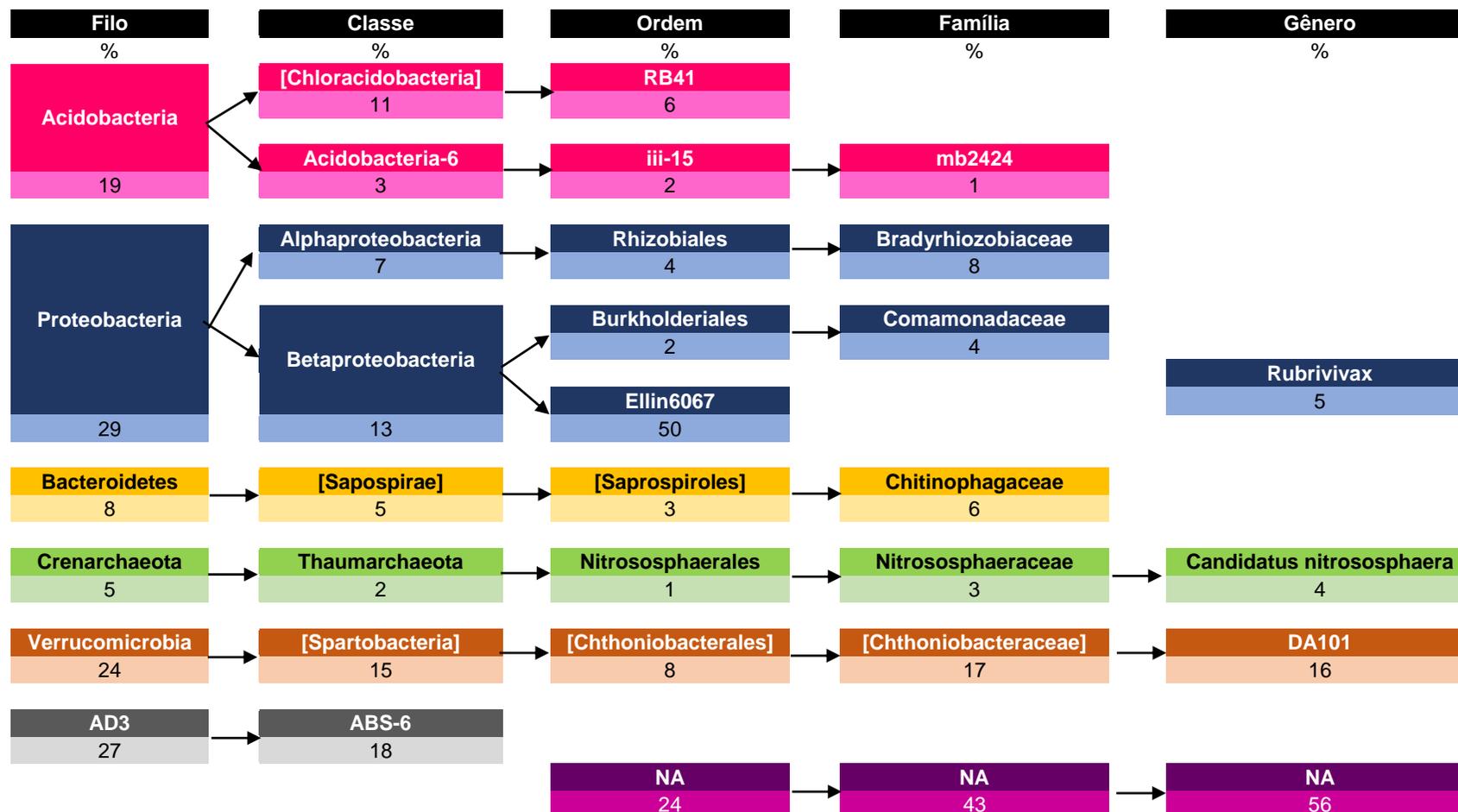
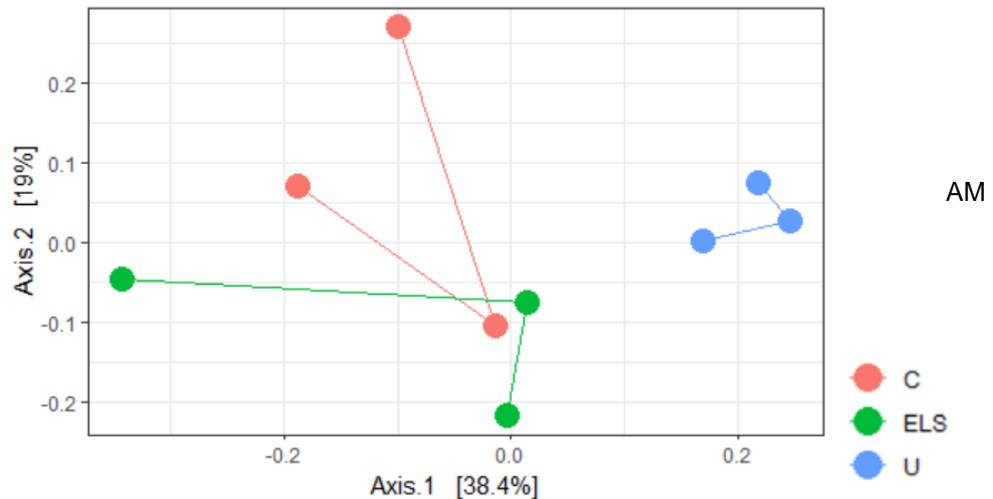
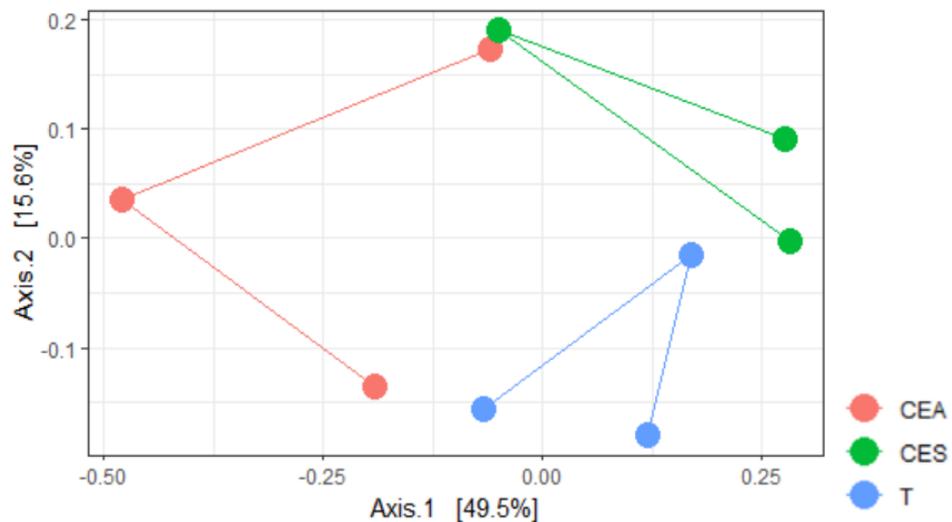


Figura 16. Proporção relativa da população de Bactérias e Archaea na área experimental 2.

A Figura 17 apresenta a análise de componentes principais da população microbiana das áreas experimentais 1 e 2. Tais apresentaram mais de 55% de explicação para os eixos 1 e 2 para área experimental 1 e 60% para área experimental 2. Para área experimental 1 observa-se diferenciação do tratamento AM frente aos demais, já para área experimental 2 não houve searação evidente.



a) Área experimental 1.



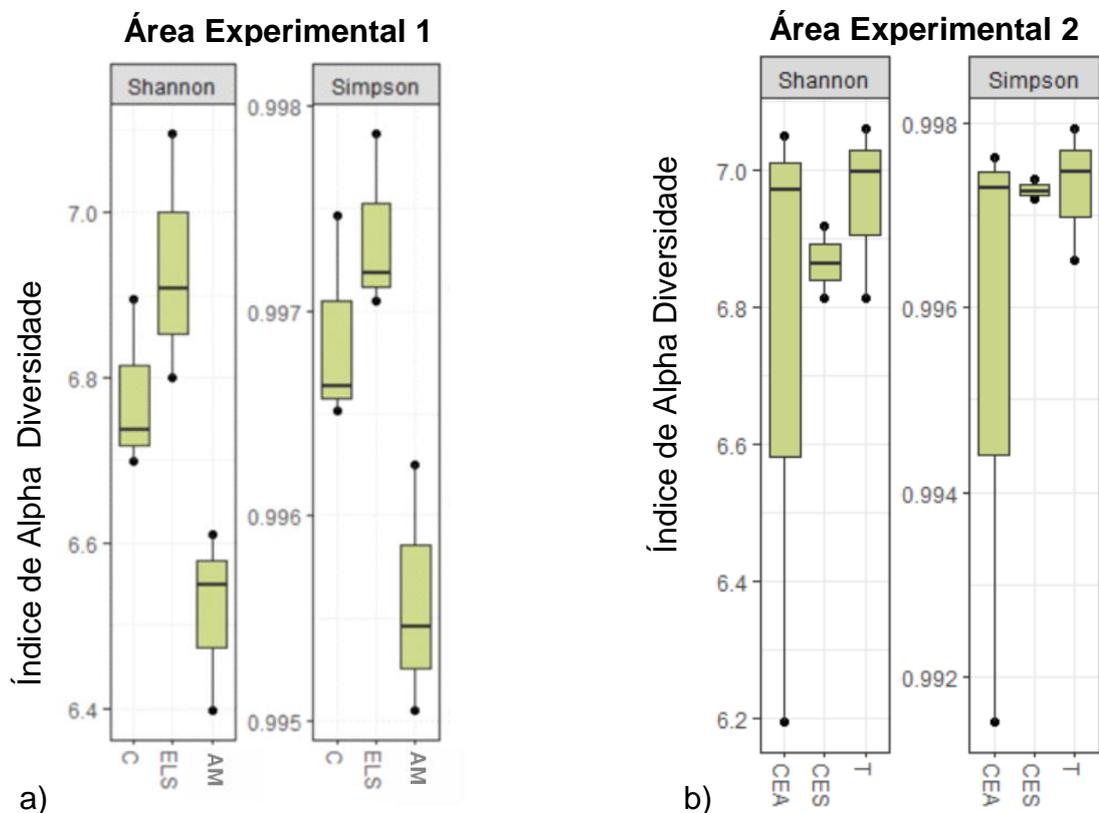
b) Área experimental 2.

Figura 17. Análise de Coordenadas Principais da população de Bactérias e Archaea nas áreas experimentais 1 e 2.

6.5.2 Índices de diversidade

Na Figura 18, abaixo, é possível verificar a medida da diversidade alpha na forma dos índices de Shannon e Simpson. A área experimental 1 (Figura 16a) apresenta mesmo comportamento para ambos os índices com maior diversidade para C e ELS, sendo este último tratamento maior, mas não diferente de C. O p valor para o índice de Shannon na área experimental 1 foi 0,017 e para o índice de Simpson 0,015. A significância de p quando compara-se AM e ELS é 0,014 para Shannon e Simpson. Considerando-se Simpson a diferença entre AM e C também é significativa ($p= 0.05$).

Pela Figura 16 b pode-se verificar uma menor separação entre os tratamentos. As amostras do tratamento CEA apresentaram maior amplitude, o que pode ter prejudicado a diferenciação entre os tratamentos. Infere-se que a adubação mineral nitrogenada desfavoreceu uma maior diversidade alpha. Entretanto, não houve significância de p.



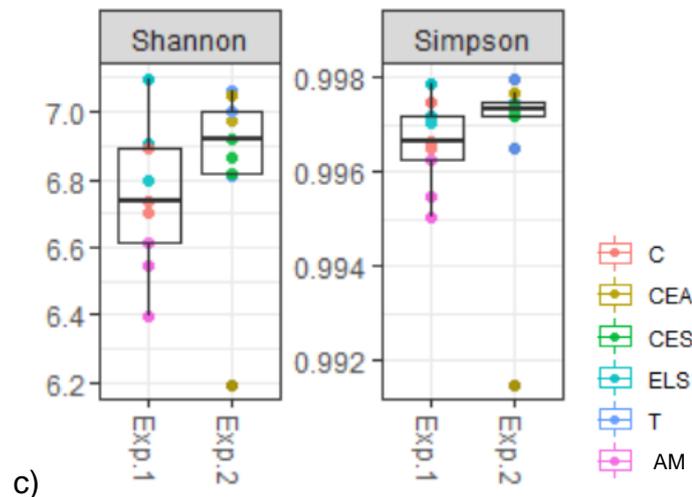


Figura 18. Índices de diversidade relativos a Unidades Taxonômicas Operacionais (OTUs) das áreas experimentais 1 e 2.

Matos (2017) trabalhando também com um Latossolo Vermelho distroférico com aplicação de DLS em área histórico de mais de 18 anos de aplicação em diferentes doses encontrou valores entre 6,8 e 7,2 para o índice de Shannon. Suleiman et al. (2016) trabalhando com a avaliação da adubação de DLS com e sem adição de inibidor de nitrificação frente a amostra controle e adubação mineral encontraram valores 5,2 e 6,4 para o índice de Shannon. Eles verificaram que há uma redução da diversidade microbiana em três e seis dias após a aplicação dos mencionados, porém em tempos superiores a este, com avaliação ocorrida até 50 dias, não há diferença entre os tratamentos. Soares (2020) pesquisando a estrutura e funcionalidade da comunidade microbiana em um Latossolo Vermelho Amarelo com adição de dejetos líquido bovino encontrou valores acima de 9,5.

Parente et al. (2021) em sua pesquisa sobre a influência do CEA no solo verificou que não houve diferença entre o tratamento C e os com CEA, para Shannon os valores do CEA foram 5,74 e 5,62 e para C foi 5,72, já para Simpson todos os tratamentos apresentaram valores da ordem de 0,99.

Martins (2021) pesquisando o comportamento de resíduos agropecuários frente a amostra controle e adubação mineral em Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho Amarelo encontrou que a adição dos resíduos promoveu tendência de aumento da diversidade alpha. O índice de Simpson variou entre 0,93 e 0,98 no latossolo Vermelho e permaneceu na faixa de 0,98

no Latossolo Vermelho Amarelo. O índice Chao1 do mesmo trabalho diferenciou como inferior na diversidade alpha o tratamento AM.

Segundo Qiu et al. (2020) a longo prazo a influência da adição periódica de resíduos orgânicos ao solo é mais perceptível, pelo incremento de teores totais de N, P e K. Assim, pode-se inferir ser este o motivo da tendência da diversidade alpha dos microrganismos considerados ser mais para ELS na área 1 e da área experimental 2 ser maior em relação a área experimental 1.

Fatores como conteúdo de C orgânico, N total, N disponível e P disponível foram significativamente correlacionados com a abundância da maioria dos grupos bacterianos e com o índice de Shannon para Zhang et al. (2016), o que sugere dependência da diversidade da comunidade bacteriana no suprimento de nutrientes do solo.

6.6 Conclusão

O efeito residual da aplicação continuada de dejetos sobre a população de bactérias e archaeas pode ser observado devido, possivelmente, a alterações de parâmetros como pH e formas de N adicionadas ao solo.

Os grupos mais abundantes estão principalmente ligados ao ciclo do N. Entretanto, a grande maioria dos gêneros observados são desconhecidos.

A área experimental 1 com os tratamentos C, ELS e AM apresentou menores valores de alpha diversidade, considerando-se Shannon e Simpson, sendo AM menor estatisticamente que C e ELS, enquanto na área 2 houveram valores maiores, mas sem diferir entre, o que sugere que a adição dos dejetos animais pode favorecer a microbiota.

CAPÍTULO VII - CONCLUSÕES

Considerando-se as condições em que foi desenvolvido o presente estudo, podem ser estabelecidas as seguintes condições gerais:

- a) a aplicação continuada dos dejetos animais por longo período aumentou as concentrações de elementos-traço no solo, especialmente de Cu e Zn, porém o fracionamento químico mostrou que estes encontram-se principalmente em formas de menor mobilidade e disponibilidade no solo;
- b) o solo das áreas estudadas tem alta capacidade de sorção de Cu e Zn, porém a continuada adição de P via resíduos mostra a diminuição da retenção deste elemento;
- c) a diversidade das populações das bactérias e arqueas indica que os principais grupos encontrados estão relacionados ao ciclo de N e que a adição continuada dos dejetos animais favoreceu a diversidade.

CAPÍTULO VIII - PERSPECTIVAS FUTURAS DE PESQUISA

A partir das informações obtidas nos estudos realizados, pode-se sugerir a necessidade de se avaliar os impactos da adição dos resíduos em camadas mais superficiais do solo, considerando-se que as áreas estudadas são manejadas em sistema de plantio direto, sem a incorporação dos resíduos; assim, a amostragem da camada de 0-10 cm, preconizada para avaliação da fertilidade do solo neste sistema e adotada neste trabalho, pode não ser a mais adequada para se a avaliação dos referidos impactos, em especial sobre a microbiota.

Também, para averiguar-se de forma mais precisa as alterações da população e atividade microbiana do solo em resposta à adição de ET por meio da adição dos dejetos animais, pode-se sugerir a avaliação de mais parâmetros microbiológicos de ordem enzimática.

Referências

- ABD-ALLA, M. H. Use of Organic Phosphorus by Rhizobium Leguminosarum Biovar Viceae Phosphatases. **Biology Fertility of Soils**, v. 18, p. 216–218, 1994.
- ABPA – Associação Brasileira de Proteína Animal. Produção Mundial de Carne Suína. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas/>>. Acesso em: 02/06/2014.
- ABPA – Associação Brasileira de Proteína Animal. Relatório Anual de 2017. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais/2017>>. Acesso em: 13/08/2017.
- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 1, p. 299-351, 2000.
- AGBENIN, J. O.; OLOJO, L. A. Competitive adsorption of copper and zinc by a Bt horizon of savanna Alfisol as affected by pH and selective removal of hydrous oxides and organic matter. **Geoderma**, Amsterdam, v. 119, p. 85-95, 2004.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 42, p. 95-102, 2007.
- ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, 1977. 467 p.
- ALLEONI, L. R. F.; IGLESIAS, C. S. M.; MELLO, S. C.; CAMARGO, O. A.; CASAGRANDE, J. C.; LAVORENT, N. A. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 27, n. 04, p. 729-737, 2005.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. Glasgow: Blackie Academic & Professional, 1990. 339 p.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C. Formas químicas de zinco e sua absorção por plantas de milho cultivadas em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, p. 313-320, 1994.
- ARIAS, M.; PÉREZ-NOVO, C.; LÓPEZ, E.; SOTO, B. Competitive adsorption and desorption of copper and zinc in acid soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 133, n. 03/04, p. 151-159, 2006.
- ARIOVALDO, A.T.L.; FOLEGATTI, M.V.; DUARTE, S.N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do rio Piracicaba. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, p. 937-943, 2010.

ATLAS, R. M.; BARTHA, R. *Microbial Ecology; Fundamentals and Applications*, 4th ed. **Addison-Wesley Pub**, 306 pp., 1997.

BAIRD, C. **Química ambiental**. Tradução de: Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. 2 ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.162 p.

BALOTA, E. L.; NOGUEIRA, M. A.; MENDES, I. C.; HUNGRIA, M.; FAGOTTI, D. S. L.; MELO, G. M. P.; SOUZA, R. C.; MELO, W. J. Enzimas e seu papel na qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 8, p. 221-278, 2013.

BARNS, S. M.; FUNDYGA, R. E.; JEFFRIES, M. W.; PACE, N. R. Remarkable Archaea diversity detect in a Yellowstone National Park hot spring environment. **Proceedings of National Academy of Sciences of the USA**, v. 91, p. 1609-1613, 1994.

BARROW, N.J. The description of sorption curves. **European Journal Soil Science**, London, v. 59, p. 900-910, 2008.

BEHERA N.; SAHANI U. Soil microbial biomass and activity in response to Eucalyptus plantation and natural regeneration on tropical soil. **Forest Ecology and Management**, v. 174, p. 1-11, 2003.

BENDER, M. A.; MALLMANN, F. J. K.; SANTOS, D. R.; VEIGA, M. V.; GUBIANI, E. Adsorção de zinco e cobre em Latossolo Vermelho submetido a aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Florianópolis, p. 1-4, 2013.

BERGMANN, G. T.; BATES, S. T.; EILERS, K. G.; LAUBER, C. L.; CAPORASO, J. G.; WALTERS, W. A.; KNIGHT, R.; FIERER, N. The under-recognized dominance of Verrucomicrobia in soil bacterial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 7, p. 1450–1455, 2011.

BERWANGER, A.L.; CERETTA, C.A.; RHEINHEIMER, D.S. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2525-2532, 2008.

BOLHUIS, H.; STAL, L. J. Analysis of bacterial and archaeal diversity in coastal microbial mats using massive parallel 16S rRNA gene tag sequencing. **The ISME Journal**, v. 5, n. 11, p. 1701–1712, nov. 2011.

BORNEMAN, J.; TRIPLET, E. W. Molecular microbial diversity in soils from eastern Amazonia: Evidence for unusual microorganisms and microbial population shifts associated with deforestation. **Applied Environmental Microbiology**, v. 63, n. 7, p. 2647-2653, 1997.

BOSSO, S.T.; ENZWEILER, J. Ensaios para determinar a (Bio) disponibilidade de chumbo em solos contaminados: revisão. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, p. 394-400, 2008.

BOWEN, H. J. M., **Environmental chemistry of the elements**. London: Academic Press. 1979, 333 p.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 12/02/2016.

BREWER, T. E.; HANDLEY, K. M.; CARINI, P.; GILBERT, J. A.; FIERER, N. Genome reduction in an abundant and ubiquitous soil bacterium "Candidatus Udaeobacter copiosus". **Nat Microbiol**, v. 2, 2016. <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2016.198>

BRUNETTO, G.; SCHMITT, D. E.; COMIN, J. J.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; HEINZEN, J. Frações de cobre e zinco em solos de vinhedos no Meio Oeste de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 18, n. 8, p.805-810, 2014.

CALDERER, M.; MARTÍ, V.; DE PABLO, J.; GUIVERNAU, M.; PRENAFETA-BOLDÚ, F. X.; VIÑAS, M. Effects of enhanced denitrification on hydrodynamics and microbial community structure in a soil column system. **Chemosphere**, v. 111, p. 112-1119, 2014.

CAMARGO, M.S.; ANJOS, A.R.M.; ROSSI, C.; MALAVOLTA, E. Adubação fosfatada e metais pesados em Latossolo cultivado com arroz. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.57, p. 513-518, 2000.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M.E. (Ed.) **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPQ; FAPESP; POTAFOS, 2001. 599 p.

CAPORASO, J Gregory et al. Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms. **The ISME Journal**, v. 6, n. 8, p. 1621–1624, 8 ago. 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22402401>>. Acesso em: 16 ago. 2017.

CARDENAS, E.; WU, W. M.; LEIGH, M. B.; CARLEY, J.; CARROLL, S.; GENTRY, T.; LUO, J.; WATSON, D.; GU, B.; GINDER-VOGEL, M.; KITANIDIS, P. K.; JARDINE, P. M.; ZHOU, J.; CRIDDLE, C. S.; MARSH, T. L.; TIEDJE, J. A. Microbial communities in contaminated sediments, associated with bioremediation of uranium to submicromolar levels. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 74, p. 3718-3729, 2008.

CASAGRANDE, J.C.; ALLEONI, L.R.F.; CAMARGO, O.A.; ARNONE, A.D. Effects of pH and ionic strength on zinc sorption by a variable charge soil. **Communications in soil science and plant analysis**, London, v.35, n.15-16, p.2087- 2095, 2004.

CASALI, C.A.; MOTERLE, D.F.; RHEINHEIMER, D.S.; BRUNETTO, G.; CORCINI, A.L.M.; KAMINSKI, J.; MELO, G.W.B. Formas e dessorção de cobre em solos cultivados com videira na Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1479-1487, 2008.

CERETTA, C.A.; GIROTTO, E.; LOURENZI, C.R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R.C.B.; BRUNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil

treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 139, p. 689-699, 2010.

CHAUDRI, A.M.; McGRATH, S.P.; GILLER, K.E. Metal tolerance of isolates of *Rhizobium leguminosarum* biovar trifolii from soil contaminated by past applications of sewage sludge. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 24, p.83-88, 1992.

CHEN, Y. P., REKHA, P. D., ARUN, A. B., SHEN, F. T., LAI, W. A., YOUNG, C. C. Phosphate Solubilizing Bacteria From Subtropical Soil and Their Tricalcium Phosphate Solubilizing Abilities. **Applied Soil Ecology**, v., p. 34, p. 33-41, 2006.

CHEW, I.; OBBARD, J. P.; STANFORTH, R. R. Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals. **Environmental Pollution**, Essex, v. 111, p.367-375, 2001.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFSRS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre: SBCS - Núcleo Regional Sul, 2004. 400p.

COSTA, M. C. et al. Wine wastes as carbon source for biological treatment of acid mine drainage. **Chemosphere**, v. 75, n. 6, p. 831-6, 2009.

DANIEL, R. The metagenomics of soil. **Nature Reviews Microbiology**, London, v. 3, n. 6, p.470-478, 2005.

DANTAS, M. K. L. **Biomassa, atividade microbiana e produtividade de trigo e milho em solo com histórico de aplicação de fontes orgânicas e mineral**. 2016. 59 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

DAWKINS, K.; ESIÖBU, N. The Invasive Brazilian Pepper Tree (*Schinus terebinthifolius*) Is Colonized by a Root Microbiome Enriched With Alphaproteobacteria and Unclassified Spartobacteria. **Front. Microbiol.**, Sec. Plant Pathogen Interactions, v. 9, 2018.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00876>

DE ARAUJO, A. S. F.; MENDES, L. W., BEZERRAC, W. M.; NUNES, L. A. P. L.; DE LYRAD, M. C. C. P.; FIGUEIREDO, M. DO V. B.; MELO, V. M. M. Archaea diversity in vegetation gradients from the Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 49, n. 3, p. 522-528, 2018.

DE PAULA, G.; PEROSA, J. M. Y.; BUENO, C. O.; LEISMANN, E.L. Congresso Internacional de administração. **Sazonalidade de preços do suíno vivo no Estado do Paraná no período de 2000 a 2010**. Disponível em <<http://www.admpg.com.br>>. Acesso em: 16/07/2015.

DELGADO-BAQUERIZO, M.; ELDRIDGE, D. J.; OCHOA, V.; GOZALO, B.; SINGH, B. K.; MAESTRE, F. T. Soil microbial communities drive the resistance of ecosystem multifunctionality to global change in drylands across the globe. **Ecology Letters**, v. 20, p. 1295–1305, 2017.

DELONG, E. F. Archaea in coastal marine environments. **Proceedings of National Academy of Sciences of the USA**, v. 89, p. 5684-5689, 1992.

DELONG, E. F. Everything in moderation: Archaea as 'non-extremophiles'. **Current Opinion in Genetics and Development**, v. 8, n. 6, p. 649-654, 1998.

DIAS, A. C. F.; COSTA, F. E. C.; ANDREOTE, F. D. ; LACAVA, P. T.; TEIXEIRA, M. A.; ASSUMPÇÃO, L. C. ; ARAÚJO, W. L.; AZEVEDO, J. L.; MELO, I. S. Isolation of micropropagated strawberry endophytic bacteria and assesment of their potencial for plantgrowth promotion. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, Dordrecht, v. 25, n. 2, p. 189-195, 2009.

DIAS, D. R.; VILELA, D. M.; SILVESTRE, M. P. C.; SCHWAN, R. F. Alkaline protease from *Bacillus* sp. Isolate from coffee bean grown on cheese whey. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, Dordrecht, v. 24,n. 10, p. 2027-2034, 2008.

DICK, R.P., BREAKWILL, D., TURCO, R. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrating biological indicators. In: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.) **Handbook of methods for assessment of soil quality**, Madison, SSSA, p. 242–272, 1996.

DING, G. C., HEUER, H., AND SMALLA, K. Dynamics of bacterial communities in two unpolluted soils after spiking with phenanthrene: soil type specific and common responders. **Front. Microbiol.**, v. 3, 2012. doi: 10.3389/fmicb.2012.00290

DOBBIE, K. E.; MCTAGGART, I. P.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables and mean emission factors. **Jornal of Geophysical Research Atmospheres**, Washington, v. 104, n. D21, p. 26891-26899, 1999.

DOELMAN, P.; JANSEN, E.; MICHELS, M.; TIL, van M. Effects of heavy metals in soil on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecologically relevant parameter. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 17, p.177- 184, 1994.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. (Org.) **Manual de métodos de análises de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.

EILERS, K. G.; LAUBER, C. L.; KNIGHT, R.; & FIERER, N. Shifts in bacterial community structure associated with inputs of low molecular weight carbono compounds to soil. **Soil Biology and Biochemistry**, 42(6), 896–903, 2010a.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2ed. Rio de Janeiro: Embrapa - CNPS, 1997. 209p.

EPAGRI. Disponível em:< http://www.epagri.sc.gov.br/?page_id=2794>, Acesso em: 10/07/2014.

FADIGAS, F. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; ANJOS, L. H. C.; FREIXO, A. A. Concentrações naturais de elementos traço em algumas classes de solos Brasileiros. **Bragantia**, Campinas, v. 61, p. 151-159, 2002.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a Guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 38, n.2, p. 109-112, 2014.

FIGUEIREDO, M. V. B.; BURITY, H. A.; OLIVEIRA, J. P.; SANTOS, C. E. R.; FRANCIS, C. A.; BEMAN, J. M.; KUYPERS, M. M. M. "New processes and players in the nitrogen cycle: the microbial ecology of anaerobic and archaeal ammonia oxidation," **The ISME Journal**, vol. 1, no. 1, pp. 19-27, 2007.

G.W. NICOL, D. TSCHERKO, T.M. EMBLEY, J.I. Prosser. Primary succession of soil Crenarchaeota across a receding glacier foreland. **Environ Microbiol**, v., p. 337-347, 2005.

GADD, G. M. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. **Microbiology**, v. 156, n. Pt 3, p. 609-43, Mar 2010. ISSN 1465-2080. Disponível em: < <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20019082> >.

GARRITY, G. M., AND J. G. HOLT. The road map to the Manual, p. 119–166. In D. R. Boone and R. W. Castenholz (ed.), **Bergey's manual of systematic bacteriology, vol. 1: the Archaea and the deeply branching and phototrophic Bacteria**. Springer-Verlag, New York, N.Y., 2001.

GAVA, C. A. T; PEREIRA, J. C.; FERNANDES, M. C.; NEVES, M. C. P. Seleção de isolados de estreptomicetos para controle de *Ralstonia solanacearum* em tomateiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, p. 1373-1380, 2002.

GENTILINI, F. P.; ANCIUTI, M. A. **Tópicos atuais na produção de suínos e aves**. Pelotas: Instituto Federal Sul-rio-grandense, 2013.

GEORGE, M; ANJUMOL, A.; GEORGE, G.; HATHA, A. A. A. Distribution and bioactive potencial of soil actinomycetes from diferente ecological habitats. **Journal of Microbiology Research, Amsterdam**, v. 6, n. 10, p.2265-2271, 2012.

GILLER, K. E; BEARE, M. H.; LAVELLE, P.; IZAC, A.M.N.; SWIFT, M. J. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. **Applied Soil Ecology**, Langford Lane, v. 6, 3-16, 1997.

GIROTTO, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquidos suínos**. 2007. 121 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

GIROTTO, E.; CERETTA, C.A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D.R.; SILVA, L.S.; LOURENZI, C.R.; LORENSINI, F.; VIEIRA, R.C.B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 955-965, 2010.

GLEYZES, C.; TELLIER, S.; ASTRUC, M. Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: a review of sequential extraction procedures. **Trends in analytical chemistry**, v. 21, n. 6+7, 2002.

GOMES, P. C.; FONTES, M. P. F.; COSTA, L. M.; MENDONÇA, E. S. Extração fracionada de metais pesados em Latossolo vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 543-551, 1997.

GONÇALVES, M. S.; J. P. BETTIN, M. S.; SILVA JUNIOR, L. C. S.; SAMPAIO, S. C.; DAL BOSCO, T. C. Adequação dos modelos de Langmuir e Freundlich na adsorção de cobre em solo argiloso do sul do Brasil. **Holos**, Natal, v. 4, n. 29, p. 37-44, 2013.

GOULART, K. C. S.; OMORI, W. P.; SOUZA, J. A. M. **Metagenômica aplicada à biotecnologia**. Disponível em: <
<http://www.citec.fatecjab.edu.br/index.php/files/article/view/31>> Acesso em: 06/04/2016.

GU. A. Z.; HEDLUND, B. P.; STALEY, J. T.; STRAND, S. E.; STENSEL, H. D. Anaanalysis structure of two enrichment cultures capable of reductively dechlorinating TCE and cis-DCE. **Environmental Microbiology**, Oxford, v. 6, p. 45- 54, 2004.

GÜGI, B., ORANGE, N., HELLIO, F., BURINI, J. F., GUILLOU, C., LERICHE, F., GUESPIN-MICHEL, J. F. Effect of Growth Temperature on Several Exported Enzyme Activities in the Psychrotrophic Bacterium *Pseudomonas fluorescens*. **Journal of Bacteriology**, n. 12, v. 173, p. 814-3820, 1991.

GUIVANT, J. S; MIRANDA, C. Suinocultura e poluição: A construção social de um problema ambiental e de suas soluções. In: GUIVANT; J. S.; MIRANDA, C. R. (Eds). **Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura**. Chapecó: Editora Argos, 2004, p. 332.

HAMMA, A. C.; TENUTAB, M.; KRAUSEA, D. O.; OMINSKIA, K. H.; TKACHUKA, V. L.; FLATENB, D. N. Bacterial communities of an agricultural soil amended with solid pig and dairy manures, and urea fertilizer. **Applied Soil Ecology**, v.103, p. 61-71, 2016.

HARTER, R.D.; NAIDU, R. Role of metal-organic complexation in metal sorption by soils. **Advances in Agronomy**, New York, v.55, p.219-263, 1995.

HASSEN, A.; JEDIDI, N.; CHERIF, M.; M'HIRI, A.; BOUDABOUS, A.; VAN CLEEMPUT, O. Mineralization of nitrogen in a clayey loamy soil amended with organic wastes enriched with Zn, Cu and Cd. **Bioresource Technology**, v. 64, p. 39-45, 1998.

HECAI, F.; WEI, G.; RENQING, W.; XIQI, Z.; MENGMENG, Z.; WEN, M.; JIULAN, D. Effect of Dissolved Organic Matter from Wheat Straw or Swine Manure on the Cu Adsorption in Three Chinese Soils. **Soil & Sediment Contamination**, v. 24, n. 6, p. 624-638, 2015.

HERING, J.G. Implications of complexation, sorption and dissolution kinetics for metal transport in soils. In: ALLEN, H.E.; HUANG, C.P.; BAILEY, G.W. &

BEWERS, A.R., eds. Metal speciation and contamination of soil. Boca Raton, Lewis Publishers, 1995. p.59-83.

HERLEMANN, D. P., LUNDIN, D., LABRENZ, M., JÜRGENS, K., ZHENG, Z., ASPEBORG, H., Andersson, A. F. Metagenomic de novo assembly of an aquatic representative of the verrucomicrobial class Spartobacteria. **mBio**, v. 4, 2013. doi: 10.1128/mBio.00569-12

HONG, K.J.; TOKUNAGA, S.; KAJIUCHI, T. Evaluation of remediation process with plant-derived biosurfactant for recovery of heavy metals from contaminated soils. **Chemosphere**, online, v. 49, p. 379-387, 2002.

<http://www.citec.fatecjab.edu.br/index.php/files/article/view/31>> Acesso em: 06/04/2016.

HUANG, R.; WANG, Y.; LIU, J.; GAO, J.; ZHANG, Y.; NI, J.; XIE, D.; WANG, Z.; GAO, M. Partial Substitution of Chemical Fertilizer by Organic Materials Changed the Abundance, Diversity, and Activity of NirS-Type Denitrifying Bacterial Communities in a Vegetable Soil. **Appl. Soil Ecol**, v. 152, 2020.

HUGEN, C. **Valores de referência para teores de Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em solos do Estado de Santa Catarina**. 2010. 70 p. Dissertação (Mestrado). Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2010.

HUGENHOLTZ, P. & STACKEBRANDT, E. Reclassification of *Sphaerobacter thermophilus* from the subclass Sphaerobacteridae in the phylum Actinobacteria to the class Thermomicrobia (emended description) in the phylum Chloroflexi (emended description). **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 54, p. 2049-2051, 2004.

HUR, M.; KIM, Y.; SONG, H-R.; KIM, J.M.; CHOI, Y.I.; YI, H. Effect of genetically modified poplars on soil microbial communities during the phytoremediation of waste mine tailings. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, n. 21, p. 7611–7619, 2011.

IMHOFF, J. F. Genus Incertae Sedis xv. *Rubrivivax* Willems, Gillis de Ley 1991. In: Garrity, G. M.; Brenner, D. J.; Krieg, N. R.; Staley, J. T. (Eds). **Bergey's Manual of Systematic Bacteriology**, 2, 2nd ed. New York: Springer; p. 749-750, v.2, 2005.

ISHIMOTO, C. K.; AONO, A. H.; NAGAI, J. S.; SOUSA, H.; MIRANDA, A. R. L.; MELO, V. M. M.; MENDES, L. W.; ARAUJO, F. F.; DE MELO, W. J.; KUROSHU, R. M.; ESPOSITO, E.; ARAUJO, A. S. F. Microbial co-occurrence network and its key microorganisms in soil with permanent application of composted tannery sludge. **Science of the Total Environment**, v. 789, 2021.

JOHNSON, M.J.; LEE, K.Y., SCOW, K.M. DNA fingerprint reveals links among agricultural crops, soil properties, and the composition of soil microbial communities. **Geoderma**, Langford Lane, v.114, p. 279-303, 2003.

JORIS, H. A. W.; FONSECA, A. F.; ASAMI, V. Y.; BRIEDIS, C.; BORSZOWSKI, P. ER.; GARBUJO, F. J. Adsorção de metais pesados após calagem superficial em um Latossolo Vermelho sob sistema de plantio

direto. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 43, n. 1, p. 1-10, jan-mar, 2012. ISSN 1806-6690.

KABATTA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. CRC Press, Boca Raton, 1992. 365 p.

KAVAMURA, V. N.; TAKETANI, R.G.; LANÇONI, M. D.; ANDREOTE, F. D.; MENDES, R.; SOARES, M. I. Water regime influences bulk soil and Rhizosphere of *Cereus jamacaru* bacterial communities in the Brazilian Caatinga biome. **Plos one**, San Francisco, v. 8, n. 9, p. 1-10, 2013.

KENNEDY, A. C. Bacterial diversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, n. 1, p. 65-76, 1999.

KENNEDY, V. H.; SANCHEZ, A. L.; OUGHTON, D. H.; ROWLAND, A. P. Use of single and sequential chemical extractants to assess radionuclide and heavy metal availability from soils for root uptake. **Analyst**, London, v. 122, p. 89R-100R, 1997.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: AGRONÔMICA CERRES, 1985. 492p.

KIELAK, A. M., CIPRIANO, M. A. P., KURAMAE, E. E. Acidobacteria strains from subdivision 1 act as plant growth-promoting bacteria. **Arch. Microbiol.**, v. 198, p. 987–993, 2016.

KIELAK, A. M.; BARRETO, C.; KOWALCHUK, G. A.; VAN VEEN, J. A.; KURAMAE, E. E. The Ecology of Acidobacteria: Moving beyond Genes and Genomes. **Frontiers in Microbiology**, v.7, n. 744, p. 1-16, 2016.

KIM, D. J., KIM, S. H. Effect of nitrite concentration on the distribution and competition of nitrite-oxidizing bacteria in nitrification reactor systems and their kinetic characteristics. *Water Res.*, v. 40, n. 5, p. 887-894, 2006.

KIM, M. K. NA, J. R.; LEE, T. H., IM, W. T.; SOUNG, N. K.; YANG, D. C. *Solirubrobacter soli* sp. nov., isolated from soil of a ginseng field. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 57, n. 7, p. 1453-1455, 2007.

KIRCHMAN, D. L. The ecology of Cytophaga Flavobacteria in aquatic environments. **Microbiology Ecology**, v. 39, p. 91–100, 2002.

KNIGHT, E.; HARDY, R. W. F.; Isolation and characteristics of flavodoxin from Nitrogen-fixing *Clostridium pasteurianum*. **The Journal of Biological Chemistry, Rockville**, v. 241, n. 12, p. 2752-2756, 1966.

KONZEN, E. A. Fertilização de Lavoura e Pastagem com Dejetos de Suínos e Cama de Aves. **Circular técnica 31**, Embrapa/ Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Sete Lagoas, MG, dezembro, 2003.

KORNEGAY, E. T; HARPER, A. F. Environmental nutrition: Nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. **The professional animal scientist**, v. 13, p. 99-111, 1997.

- KOTAS, J.; STASICKA, Z. Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. **Environmental Pollution**, v. 107, p. 263-283, 2000.
- KRAMER, D. N.; GUILBAUT, G. G. A substrate for the fluorimetric determination of the lipase activity. **Analytical Chemistry**, v. 35, p. 588-589, 1963.
- KUMARI P, C. H. L.; SUDIARTO, S. A. I. Assessment of Bacterial Community Assembly Patterns and Processes in Pig Manure Slurry. **Plos One**, v. 10, n. 9, p. 1-12, 2015.
- KUMMER, L. **Remediação de solos contaminados por metais pesados usando biossurfactante produzido a partir de resíduo agroindustrial**. Tese. Cascavel: Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2014.
- KYZIOL, J.; TWARDOWSKA, I.; SCHMITTKOPPLIN, P. The role of humic substances in chromium sorption onto natural organic matter (peat). **Chemosphere**, v.63, n.11, p.1974-1982, 2006.
- LANDMEYER, J.E.; BRADLEY, P.M.; CHANDELLE, F.H. Influence of Pb on microbial activity in Pb-contaminated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, p.1465-1466, 1993.
- LEE, S.H.; KA, J.O.; CHO, J.C. Members of the phylum Acidobacteria are dominant and metabolically active in rhizosphere soil. **FEMS Microbiology Letters**, Yongin, v. 228, p. 263-269, 2008.
- LEE, S.Y. Estimation of the abundance of an uncultured soil bacterial strain by a competitive quantitative PCR method. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 62, p. 3787-93, 1996.
- LEININGER, S.; URICH, T.; SCHLOTTER, M.; SCHWARK, L.; QI, J.; NICOL, G. W.; PROSSER, J. I.; SCHUESTER, S. C.; SCHLEPER, C. Archae predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. **Nature**, London, v. 442, n. 7104, p. 806-809, 2006.
- LIAO, M., CHEN, C.L., HUANG, C.Y. Effect of heavy metals on soil microbial activity and diversity in a reclaimed mining wasteland of red soil area. **Chinese Journal Environmental Science**, Beijing, v. 17, p. 832–837, 2005.
- LICHT, O. A. B. **Prospecção geoquímica: princípios, técnicas e métodos**. Rio de Janeiro: PCRM, 1998. 216 p.
- LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soil**. New Jersey: Brackburn, 2011. 449 p.
- LINHARES, L. A.; FILHO, F. B. E.; BELLIS, V. M.; SANTOS, E. A.; IANHEZ, R. Utilização dos modelos de Langmuir e de Freundlich na adsorção de cobre e zinco em solos Brasileiros. **Acta Agronômica**, Bogotá, v. 59, n. 3, p. 303-315, 2010.
- LIU, C.; ZHUANG, J.; WANG, J.; FAN, G.; FENG, M.; ZHANG, S. Soil bacterial communities of three types of plants from ecological restoration areas and

plant-growth promotional benefits of *Microbacterium invictum* (strain X-18). **Front. Microbiol.**, v. 13, 2022. | <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.926037>

LIU, P.; JIA, S.; HE, X.; ZHANG, X.; YE. Different impacts of manure and chemical fertilizers on bacterial community structure and antibiotic resistance genes in arable soils. **Chemosphere**, v. 188, p. 455-464, 2017.

LONDOÑO, D.M.M. **Respostas da comunidade microbiana do solo a sucessivas aplicações de uréia e dejetos suínos em solo sob plantio direto**. 2012. 95 p. Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

LOPES, C.; CAMPOS, M. L.; SILVEIRA, C. B.; GATIBONI, L. C.; MIQUELUTTI, D. J.; CASSOL, P. C.; MEDEIROS, I. F. Adsorção de Cu e Zn num Latossolo Vermelho tratado com dejetos suínos. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 61, n.6, p. 997-1005, 2014.

MADIGAN, M. T; MARTINKO, J. M; BENDER, K. S; BUCKLEY, D. H; STAHL, D. **Microbiologia de Brock**. 12 ed., Porto Alegre: Artmed, 2016. 1006 p.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science: 256 p. 2004.

MARGALEF, R. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. **Connecticut Academy of Arts and Sciences**. 14: 211-235 p. 1972. 175

MARTINS, G. L. Compostagem de resíduos agropecuários: seguridade ambiental, ciclagem de nutrientes e eficácia agrônômica. **Dissertação**. Piracicaba, USP, 115p., 2021.

MARTINS; C.A.S.; NOGUEIRA, N.O.; RIBEIRO, P.H.; RIGO, M.M.; CANDIDO, A. O. A dinâmica de metais-traço no solo. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.17, n.3-4, p.383-391, 2011.

MATOS, A. DE M. Atributos químicos e microbiológicos em solo com aplicação de dejetos líquidos suínos sob plantio convencional e direto. **Tese**. Universidade Estadual de Londrina: Londrina, Programa de Pós Graduação em Agronomia, 2017. 125 p.

MATOS, A.T.; SEDIYAMA, M.A.N.; FREITAS, S.P.; VIDIGAL, S.M.; GARCIA, N.C.P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Ceres**, Viçosa, v.44, n. 254, p. 399-410, 1997.

MATOS, M. A. Atributos químicos e microbiológicos em solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos sob plantio convencional e direto. **Tese**. Londrina, Universidade Estadual de Londrina, 127p., 2017.

MATTIAZZO, M.E.; BERTON, R.S. & CRUZ, M.C.P. Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; RAIJ, B.VAN; ABREU, C.A. (Ed.) **Micronutrientes e**

elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal, CNPq, Fapesp, Potafos, 2001. p. 222.

MAZZON, M.; CAVANI, L.; MARGON, A.; SORRENTI, G.; CIAVATTA, C. MARZADORI, C. Changes in soil phenol oxidase activities due to long-term application of compost and mineral N in a walnut orchard. **Geoderma**, v. 316, p. 70-77, 2018.

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils.** New York, Oxford, 1994. 406p.

McBRIDE, M. B.; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility control of Cu, Zn Cd and Pb in contaminated soil. **European Journal Soil Science**, London, v. 48, p. 337-346, 1997.

McCAIG, A. E.; GLOVER, L.A.; PROSSER, J. I. Molecular analysis of bacterial Community structure and diversity in unimproved upland grass pastures. **Applied Environmental Microbiology**, v. 65, n. 4, p. 1721-1730, 1999.

MCMURDIE, Paul J; HOLMES, Susan; WATSON, Michael. phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome **Census Data.** **PLoS ONE**, v. 8, n. 4, 2013. Disponível em: <<http://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0061217&type=printable>>. Acesso em: 17 set 2017.

MELNICHUK, T. N.; ABDURASHYTOV, S. F.; ANDRONOV, E. E.; ABDURASHYTOVA, E. R.; EGOVTSEVA, A. Y.; GONGALO, A. A.; TURIN, E. N.; PASHTETSKIY, V. S. The taxonomic structure of southern chernozem at the genus level influenced by microbial preparations and farming systems. **Earth and Environmental Science**, v. 422, 2020. doi:10.1088/1755-1315/422/1/012101

MELO, W. J.; MELO, G. P.; ARAÚJO, A. S. F.; MELO, V. P. Avaliação da atividade enzimática em amostras de solo. In: FIGUEIREDO, M. B. V.; BURITY, H. A.; OLIVEIRA, J. P.; SANTOS, C. E. R. S.; STANFORD, N. P. (Ed.). **Biotecnologia aplicada à agricultura: textos de apoio e protocolos experimentais.** Brasília: Embrapa, 2010. v. 1, p. 153-187.

MENDES, R. S., EVANGELISTA, L. R., THOMAZ, S. M., AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. **Ecography**, v. 31, n. 4 p. 450-456, 2008.

MESQUITA FILHO, M. V.; SOUZA, A. F. Produção de couve e teores de metais pesados em decorrência da aplicação de cama-de-suíno proveniente da asa alimentos (Brasil). **IV CONGRESSO IBEROAMERICANO DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL**, 2006.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo.** Porto Alegre: Gênese, 2000.

MIELLE, M. Contratos, especialização, escala de produção e potencial poluidor na suinocultura de Santa Catarina. 2006. 286p. **Tese.** Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

- MOCALI, S.; BENEDETTI, A. Exploring research frontiers in microbiology: the challenge of metagenomics in soil microbiology. **Research in Microbiology**, v. 161, n. 6, p. 497-505, 2010.
- MONCIARDINI, P.; CAVALETI, L.; SCHUMANN, P.; ROHDE, M. *Conexibacter woesei* gen. nov., sp. nov., a novel representative of a deep evolutionary line of descent within the class Actinobacteria. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 53, n. 2, p. 569–576, 1 mar. 2003.
- MOREIRA, C. S.; ALLEONI, L. R. F. Adsorption of Cd, Cu, Ni and Zn in tropical soils under competitive and non-competitive systems. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 67, n. 3, p. 301-307, 2010.
- MORRIS, E. K.; CARUSO, T.; BUSCOT, F.; FISCHER, M.; HANCOCK, C.; MAIER, T. S.; MEINERS, T.; MÜLLER, C.; OBERMAIER, E.; PRATI, D.; SOCHER, S. A.; SONNEMANN, I.; WÄSCHKE, N.; WUBET, T.; WURST, S.; RILLIG, M. C. Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. **Ecol Evol.**, v. 4, n. 18, p. 3514-24, 2014. ISSN 2045-7758.
- MUNN, K. J.; EVANS, J.; CHALK, P. M. Mineralization of soil and legume nitrogen in soils treated with metal-contaminated sewage sludge. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 32, p.2031-2043, 2000.
- MURPHY, J.; RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Anal Chim Acta**, Oxford, v.27, p.31-36, 1962.
- NAIDU, R.; BOLAN, N.S.; KOOKANA, R.S., TILLER, K.G. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.45, n.3, p.419-429, 1994.
- NAIDU, R.; SUMNER, M.E.; HARTER, R.D. Sorption of heavy metals in strongly weathered soils: an overview. **Environmental Geochemical Health**, v.20, p. 5-9, 1998.
- NASCIMENTO, C. W. A.; FONTES, R. L. F. Correlação entre características de Latossolos e parâmetros de equações de adsorção de cobre e zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 965-971, 2004.
- NAVARRETE, A. A.; KURAMAE, E. E.; DEHOLLANDER, M.; PIJL, A. S.; VANVEEN, J. A.; SAI, S. M. Acido bacterial Community responses to agricultural management of soy bean in Amazonf orest soils. **FEMS Microbiol.Ecol.**, v. 83, p. 607–621, 2013.
- NAVARRETE, A.A; SOARES, T.; ROSSETTO, R.; VAN VEEN, J.A.; TSAI, S.M.; KURAMAE, E.E. Verrucomicrobial community structure and abundance as indicators for changes in chemical factors linked to soil fertility. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 108, p. 741–752, 2015.
- NAVARRO-NOYA, Y. E.; VALENZUELA-ENCINAS, C.; SANDOVAL-YURIAR, A.; JIMÉNEZ-BUENO, N. G.; MARSCH, R.; DENDOOVEN, L. Archaeal

Communities in a Heterogeneous Hypersaline-Alkaline Soil. **Hindawi Publishing Corporation**, 2015. <http://dx.doi.org/10.1155/2015/646820>

NEVES, M. C. P.; GAVA, C. A. T. **Actinomicetos no solo**. Universidade Federal de Viçosa (UFV). Viçosa MG, 2008.

NOAR, J. D.; BUCKLEY, D. H. Ideonella azotifigens sp. nov., an aerobic diazotroph of the Betaproteobacteria isolated from grass rhizosphere soil, and emended description of the genus Ideonella. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 59, p. 1941-1946, 2009. DOI 10.1099/ijs.0.003368-0

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.

NÜSSLEIN, K.; TIEDJE, J.M. Soil bacterial community shift correlated with change from forest to pasture vegetation in a tropical soil. **Applied and Environmental Microbiology**, Heidelberg, v. 65, p. 3622-3626, 1999.

OBBARD, J.P.; JONES, K.C. The effect of heavy metals on dinitrogen fixation by Rhizobium-white clover in a range of long-term sewage sludge amended and metal-contaminated soils. **Environmental Pollution**, Essex, v. 79, p.105-112, 1993.

OFFRE, P.; SPANG, A.; SCLEPER, C. Archae in biogeochemical cycles. **Annual Review of Microbiology**, Palo Alto, v. 67, p. 437-457, 2013.

OKSANEN, Jari et al. Package "vegan". R package version 2.4-4. [S.l: s.n.], 2017

OLIVA, C. A.; SOUZA, J.; SOUZA, S. N. M. Potencial de conservação de energia nos processos de produção em uma propriedade rural. **Encontro de energia no meio rural**, Campinas, n. 4, 2002.

OLIVEIRA, C. M. B.; GATIBONI, L. C.; MIQUELLUTI, D. J.; SMYTH, T. J.; ALMEIDA, A. Capacidade máxima de adsorção de fósforo e constante de energia de ligação em Latossolo Bruno em razão de diferentes ajustes do modelo de Langmuir. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 1805-1815, 2014.

OLIVEIRA, C.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N. Solubilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto enriquecido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 171-181, 2003.

OLIVEIRA, P. A. V. Comparaison des systèmes d'élevage des porcs sur litière de sciure ou caillebotis intégral. **Thèse de Docteur**, No :99-24, D-32, l'ENSA de Rennes, France, 272 p., 1999.

OLIVEIRA, P. A. V. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.

OSAKA, T., YOSHIE, S., TSUNEDA, S., HIRATA, A., IWAMI, N., INAMORI, Y. Identification of acetate- or methanol-assimilating bacteria under nitrate-reducing conditions by stable-isotope probing. **Microbiol. Ecol.**, v. 52, p. 253-266, 2006.

PACE, N. R. A molecular view of microbial diversity and the biosphere. **Science**, Washington, v. 276, n. 5313, p. 734-740, 1997.

PARENTE, C. E. T.; BRITO, E. M. S.; CARETTA, C. A.; CERVANTES-RODRÍGUEZ, E. A.; FÁBILA-CANTO, A. P.; VOLLÚ, R. E.; SELDIN, L.; MALM, O. Bacterial diversity changes in agricultural soils influenced by poultry litter fertilization. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 52, p. 675–686, 2021.

PARFITT, R.L. Anion adsorption by soils and soil materials. **Advances in Agronomy**, v.30, p. 1-46, 1978.

PARRA, J.R.P.; BOTELHO, P S M; CORREA-FERREIRA, B.S.; BENTO, J.M 2002. Controle biológico: uma visão inter e multidisciplinar. In: PARRA, JR.P.; BOTELHO, P.S.M.; CORREA-FERREIRA, B.S.; BENTO, J M.S. (Ed.). **Controle biológico no Brasil: parasitóides e predadores**. São Paulo: Manole, 2002. p. 125-142.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2 Ed. New York: Academic Press, 1996.

PEDRINHO, E. A. N.; LEMOS, E. G. M.; PEREIRA, R. M.; SCAQUITTO, D. C.; DA SILVEIRA, É. L.; VAL-MORAES, S. P.; ALVES, L. M. C.; WICKERT, E.; VALARINI, M. J. Avaliação do impacto do lodo de esgoto na microbiota do solo utilizando o gene 16S rRNA. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v.76, n.3, p.447-452, 2009.

PENNANEN, T., FROSTEGARD, A., FRITZE, H., BAATH, E. Phospholipid fatty acid composition and heavy metal tolerance of soil microbial communities along two heavy metal-polluted gradients in coniferous forests. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 62, p. 420-428, 1996.

PESSOA FILHO, M. A. C. P. Metagenômica e sua aplicação no estudo de microrganismos de solos do cerrado. Embrapa, 2010.

PESTER, M., MAIXNER, F., BERRY, D., RATTEI, T., KOCH, H., LÜCKER, S.; NOWKA, B.; RICHTER, A.; SPIECK, E.; LEBEDEVA, E.; LOY, A.; WAGNER, M.; DAIMS, H. NxrB encoding the beta subunit of nitrite oxidoreductase as functional and phylogenetic marker for nitrite-oxidizing Nitrospira. **Environ. Microbiol.**, v. 16, p. 3055-3071, 2013.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; ANDERSON, S. J.; LIMA, J. M. Adsorção e dessorção de cádmio, cobre e chumbo por amostras de Latossolos pré-tratadas com fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 377-384, 2004.

PILECCO, G. E. Emissão de óxido nitroso e produtividade de girassol sob diferentes fontes de adubação nitrogenada. **Dissertação**. UFSM, Santa Maria, 59 p., 2013.

PYLRO, Victor S. et al. Data analysis for 16S microbial profiling from different benchtop sequencing platforms. **Journal of Microbiological Methods**, v. 107, p. 30–37, dez. 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.mimet2014.08.018>>. Acesso em: 15 ago. 2017.

QIU, W.; SU, H.; YAN, L.; JI, K.; LIU, Q.; JIAN, H. Organic fertilization assembles fungal communities of wheat rhizosphere soil and suppresses the population growth of heterodea avenae in the field. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, 13 p., 2020.

QUOC, B. N.; ARMENTA, M.; CARTER, J. A.; BUCHER, R.; SUKAPANPOTHARAM, P.; BRYSON, S. J.; STAHL, D. A.; STENSEL, H. D.; WINKLER, M. K. H. An investigation into the optimal granular sludge size for simultaneous nitrogen and phosphate removal. **Water Research**, v. 198, 2021. ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117119>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. [S.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. , 2008

RAO, C. R. M.; SAHUQUILLO, A.; SANCHEZ, J. F. L. A Review of the Different Methods Applied in Environmental Geochemistry For Single and Sequential Extraction of Trace Elements in Soils and Related Materials. **Water Air Soil Pollution**, v. 189, p. 291-333, 2008.

RASHED, M. N.; SOLTAN, M. E.; FAWZEY, E. M.; EL-TAHER, M. A. Impact of sewage sludge spreading on heavy metal speciation in ecosystem. **International Journal of Environmental Protection**, New York, v. 1, n. 4, p. 37-44, 2011.

RASTOGI, R. P.; SONANI, R. R.; MADAMWAR, D. The high-energy radiation protectant extracellular sheath pigment scytonemin and its reduced counterpart in the cyanobacterium *Scytonema* sp. R77DM. **Bioresource Technology**, v.171, p. 396-400, 2014.

REBER, H. H. Simultaneous estimates of the diversity and the degradative ability of heavy-metal-affected soil bacterial communities. **Biol. Fert. Soils**, 13:181-186, 1992.

REICOSKY, D.C.; LINDSTROM, M.J. Fall tillage method: effect on short-term carbon dioxide flux from soil. **Agronomy Journal**, Madison, v. 85, p. 1237-1243, 1993.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E. Sorção de fósforo em função do teor inicial e de sistemas de manejos de solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 41-49, 2003.

RIBEIRO FILHO, M. R. R. **Materiais inorgânicos como agentes amenizantes da toxidez de metais pesados no solo**. Lavras, UFLA: 2003.

RIEKE, E. L.; SOUPIR, M. L.; MOORMAN, T. B.; YANG, F. Temporal Dynamics of Bacterial Communities in Soil and Leachate Water After Swine Manure

Application. **Front. Microbiol.**, Sec. Terrestrial Microbiology, v. 9, 2018.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.03197>

RIEKE, E. L.; SOUPIR, M. L.; MOORMAN, T. B.; YANG, F.; HOWE, A. C. Temporal Dynamics of Bacterial Communities in Soil and Leachate Water After Swine Manure Application. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, n. 3197, p. 11, 2018.

ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARWOOD, R. R. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. **Science**, Washington, v. 289, n. 5486, p. 1922-1925, 2000.

ROESCH, L. F.; FULTHORPE, R. R.; RIVA, A.; CASELLA, G.; HADWIN, A.K.; KENT, A. D. Pyrosequencing enumerates and contrasts soil microbial diversity. **Isme Journal**, Geneva, v. 1, p. 283-290, 2007.

ROLIM NETO, F. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; COSTA, L. M.; CORRÊA, M. M.; FERNANDES FILHO, E. I.; IBRAIMO, M. M. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba (MG). **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 953-964, 2004.

RONDON, M. R., GOODMAN, R. M.; HANDELSMAN, J. The earth's bounty: assessing and accessing soil microbial diversity. **Trends Biotechnology**, v. 17, p. 403-409, 1999.

RONDON, M. R.; AUGUST, P. R.; BETTERMANN, A. D.; BRADY, S. F.; GROSSMAN, T. H.; LILES, M. R.; LOIACONO, K. A.; LYNCH, B. A.; MACNEIL, I. A.; MINOR, C.; TIONG, C. L.; GILMAN, M.; OSBURNE, M. S.; CLARDY, J.; HANDELSMAN, J. GOODMAN, R. M. Cloning the soil metagenome: a strategy for accessing the genetic and functional diversity of uncultured microorganisms. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n. 06, p. 2541-2547, 2000.

SAHU, A. K., CONNEELY, T., NUSSLEIN, K., ERGAS, S. J. Hydrogenotrophic denitrification and perchlorate reduction in ion exchange brines using membrane biofilm reactors. **Biotechnol. Bioeng.**, v. 104, p. 483-491, 2009.

SAIT, M.; DAVIS, K.E.R.; JANSSEN, P H. Effect of pH on isolation and distribution of members of subdivision 1 of the phylum Acidobacteria occurring in soil. **Applied and Environmental Microbiology**, Victoria, v. 72, n. 3, p. 1852-1857, 2006.

SÁNCHEZ, M.; GONZÁLEZ, J.L. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. **Bioresource Technology**, v.96, p.1117-1123, 2005.

SANT'ANNA, C.L., BRANCO, L.H.Z., GAMA JÚNIOR, W.A. & WERNER, V.R. Checklist of Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 11, n. 1a, 2011.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 123-131, 2007.

SCHIERHOLT NETO, G. F. Desenvolvimento de uma flora de microrganismos oxidadores anaeróbios de amônia utilizando inóculos provenientes de dejetos de suíno. **Dissertação**. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SCHMIDT, E.L. Nitrification in soil. In: STEVENSON, F.J. (Ed.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: American Society of Agronomy, v. 22, p.253-288, 1982.

SCHULTEN, H.; HEMPFLING, R. Influence of agricultural soil management on humus composition and dynamics: classical and modern analytical techniques. **Plant and Soil**, The Hague, v. 142, p. 259-271, 1992.

SEGANFREDO, M. A. **Fósforo, cobre e zinco em solos submetidos à aplicação de dejetos animais: teores, formas e indicadores ambientais**. 2013. 137 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

SEKI, T.; MATSUMOTO, A.; SHIMADA, R.; INAHASHI, Y.; ÔMURA, S.; TAKAHASHI, Y. *Conexibacter arvalis* sp. nov., isolated from a cultivated field soil sample. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 62, n. 10, p. 2400–2404, 2012.

SERRANO, S.; GARRIDO, F.; CAMPBELL, C.G.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M.T. Competitive sorption of cadmium and lead in acid soils of Central Spain. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, p. 91-104, 2005

SEVERINO, L. S.; COSTA, F. X.; BELTRÃO, N. E. M.; LUCENA, M. A. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, São Cristóvão, v. 5, 2004.

SHEN, C.C., GE, Y., YANG, T., CHU, H.Y. Verrucomicrobial elevational distribution was strongly influenced by soil pH and carbon/nitrogen ratio. **Journal of Soils and Sediments**, v. 17, p. 2449-2456, 2017.

SHUMAN, L. M. Separating soil iron and manganese-oxide fractions for microelement analysis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 46, p. 1099-1102, 1982.

SHUMAN, L.M. Zinc, manganese and copper in soil fractions. **Soil Science**, Baltimore, v. 127 p.10-17, 1979.

SILVA, F. de A. S. e.; AZEVEDO, C. A. V. de. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. **African Journal of Agricultural Research**, v.11, n.39, p.3733-3740, 2016.

SIPOS, P.; NÉMETH, T.; KIS, V. K.; MOHAI, I. Sorption of copper, zinc and lead on soil mineral phases. **Chemosphere**, Oxford, v. 73, n. 04, p. 461-469, 2008.

SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GRISS, B.M.; HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R.S. **Microrganismos e processos biológicos do solo; Perspectiva ambiental**. Brasília, Embrapa-SPI, 1994. 142p.

SMIT, E.; LEEFLANG, P.; GOMMANS, S.; VAN DEN BROEK, J.; VAN MIL, S.; WERNARS, K. Diversity and seasonal fluctuations of the dominant members of the bacterial soil community in a wheat field as determined by cultivation and molecular methods. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 67, p. 2284-2291, 2001.

SOARES, S. DA C. Estrutura e funcionalidade da comunidade microbiana do solo sob rotação de culturas em plantio direto submetido à aplicação de dejetos líquido bovino a longo prazo. **Dissertação**. Curitiba, UFPR, 76 p., 2020.

SOBESTIANSKY, J.; WENTZ, I.; SILVEIRA, P. R. S. da; SESTI, L. A. C. **Suinocultura intensiva: produção, manejo e saúde do rebanho**. Brasília: EMBRAPA, 1998.

SONI, S.K., RAHI, D.K., SONI, R. Microbial Ecology and Pollution Management In.: Soni, S.K (ed), **Microbes: A source of energy of 21st Century**. **New India Publishing Agency**, Nova Deli, p.575, 2007.

SOUZA, M. L. P.; ANDRIOLI, C. V.; AMARAL, M. B., DOMASZAK, S. C. Levantamento preliminar dos teores de elementos traço em alguns solos do Paraná. **Sanare – Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v. 5, p. 68-75, 1996.

SOUZA, R.C.; CANTÃO, M.E.; VASCONCELOS, A.T.R.; NOGUEIRA, M.A.; HUNGRIA, M. Soil metagenomics reveals differences under conventional and no-tillage with crop rotation or succession. **Applied Soil Ecology**, v. 72, p. 49-61, 2013.

SPANG, A.; HATZENPICHLER, R.; BROCHIER-ARMANET, C.; RATTEL, T.; TISCHLER, P.; SPIECK, F.; STREIT, W.; STAHL, D. A.; WAGNER, M.; SCHLEPER, C. Distinct gene in two different lineages of ammonia-oxidizing Archaea supports the phylum Thaumarchaeota. **Trends in Microbiology**, Cambridge, v. 18, n. 8, p. 331-340, 2010.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 1995. 267p.

SPOSITO, G.; LUND, L.J.; CHANG, A.C. Trace metal chemistry in arid-zone/field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 46, p. 260-264, 1982.

STACKEBRANDT, E.; RAINEY, F. A.; WARD-RAINEY, N. L. Proposal for a new hierarchic classification system, Actinobacteria classis nov. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 47, p. 479-491, 1997.

STANFORD, N. P. (eds.). **Biotecnologia Aplicada à Agricultura**, Brasília/DF, Embrapa Informação Tecnológica, Recife, PE, Instituto Agronômico de Pernambuco, 2010. p.153-160.

STEELE, H. L., STREIT, W. R. Metagenomics: advances in ecology and biotechnology. **FEMS Microbiology Letters**, Oxford, v. 247, p.105-111, 2005.

SULEIMAN, A. K. A.; GONZATTO, R.; AITA, C.; LUPATINI, M. et al. Temporal variability of soil microbial communities after application of dicyandiamide-treated swine slurry and mineral fertilizers. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 97, p. 71–82, 2016.

SULEIMAN, A. K. A.; GONZATTO, R.; AITA, C.; LUPATINI, M., RODRIGO J.S.; KURAMAE, E. E.; ANTONIOLLI, Z. I.; ROESCH, L. F. W. Temporal variability of soil microbial communities after application of dicyandiamide-treated swine slurry and mineral fertilizers. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 97, p. 71-82, 2016.

SUMMERS, A.O.; SILVER, S. Microbial transformations of metals. **Annual Review Microbiology**, Palo Alto, v. 32, p.617-672, 1978.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos - UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, nº 5).

TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.C.; BISSON, M. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. **Analytical Chemistry**, Washington, v. 51, p. 844-851, 1979.

THALLER, M. C., BERLUTTI, F., SCHIPPA, S., IORI, P., PASSARIELLO, C., ROSSOLINI, G. M. Heterogeneous Patterns of Acid Phosphatases Containing Low-Molecular-Mass Polypeptides in Members of the Family Enterobacteriaceae. **International Journal of Systematic Bacteriology**, n. 2, v. 45, p. 255-261, 1995.

THOMAS, S.H.; WAGNER, R.D.; ARAKAKI, A.K.; SKOLNICK, J.; KIRBY, J.R.; SHIMKETS, L.J.; SANFORD, R.A.; LOFFLER, F.E.; The mosaic genome of *Anaeromyxobacter dehalogenans* strain 2CP-C suggests an aerobic common ancestor to the delta-proteobacteria. **PLoS One**, San Francisco, v. 3(5), 2008.

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LORENZI, A. R.; COUTO, R. R.; BRUNETTO, G. Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy typic hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 812-824, 2013.

TIQUIA, S.M.; RICHARD, T.L.; HONEYMAN, M.S. Carbon, nutrient, and mass loss during composting. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.62, p.15-24, 2002.

TÓTH, E. M., BORSODI, A. K. The family Nocardioideae. The Prokaryotes: Actinobacteria. **Springer-Verlag**, Berlin Heidelberg, 2014.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-30138-4_193

TRANI, P. E.; TERRA, M. M.; TECCHIO, M. A.; TEIXEIRA, L. A. J.; HANASIRO, J. Adubação Orgânica de Hortaliças e Frutíferas. Instituto Agrônomo de Campinas, 2013.

TZENEVA, V.A.; LI, Y.; FELSKÉ, A.D.; DEVOS, W.M.; AKKERMANS, A.D.L.; VAUGHAN, E.E.; SMIDT, H. Development and application of a selective PCR-denaturing gradient gel electrophoresis approach to detect a recently cultivated *Bacillus* group predominant in soil. **Appl. Environ. Microbiol.**, v.70, n. 10, p. 5801-5809, 2004.

USEPA. **Method 3050 B**. 1998. Disponível em: <<http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>> Acesso em: 15/04/2015.

USMAN, A. R. A. The relative adsorption selectivities of Pb, Cu, Zn, Cd and Ni by soils developed on shale in New Valley, Egypt. **Geoderma**, Amsterdam, v. 144, p. 334-343, 2008.

VASCONCELLOS, R. L. F. Actinobactérias da rizosfera de *Araucaria angustifolia* com potencial biotecnológico. **Dissertação**. Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2008.

VAZOLLER, R. F. Estudos sobre isolamento, caracterização e crescimento de culturas puras de bactérias metanogênicas provenientes de biodigestores de lodo de esgoto. **Dissertação**. USP, São Paulo, 1989.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do Nitrogênio em Sistemas Agrícolas**. Brasília, DF, Embrapa, 2017. 163 p.

VIOLANTE, A.; COZZOLINA, V.; PERELOMOV, L.; CAPORALE, A. G.; PIGNA, M. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Temuco, v. 10, n. 3, 268-292, 2010.

WALKER, J.; REUTER, D. J. **Indicators of catchment health: a technical perspective**. Melbourne: CSIRO, 1996. p. 174.

WANG, C.; JIANG, Y.; SHAO, Y.; CHEN, Z.; GAO, Y.; LIANG, J.; GAO, J.; FANG, F.; GUO, J. The influence and risk assessment of multiple pollutants on the bacterial and archaeal communities in agricultural lands with different climates and soil Properties. **Applied Soil Ecology**, v. 193, 2024.

WANG, U. P.; SHI, J. Y.; WANG, H.; LIN, Q. CHEN, X. C.; CHEN, Y. X. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. **Ecotoxicological and Environmental Safety**, New York, v. 67, n. 1, p. 75-81, 2007.

WARD, N.L.; CHALLACOMBE, J.F.; JANSSEN, P H.; HENRISSAT, B.; COUTINHO, P.M ; WU, M ; XIE, G.; HAFT, D.H.; SAIT, M ; BADGER, J.; BARABOTE, R.D.; BRADLEY, B.; BRETTIN, T.S.; BRINKAC, L.M.; BRUCE, D.; CREASY, T.; DAUGHERT, S.C.; DAVIDSEN, T.M.; DEBOY, R.T; DETTER, C,, DODSON, R.J.; DURKIN, A S.; GANAPATHY, A.; GWINN-GIGLIO, M.; HAN, C.S.; KHOURI.H.; KISS, H.; KOTHARI, S.P.; MADUPU, R.; NELSON, K.E.; NELSON, W.C.; PAULSEN, I.; PENN, K.; REN, Q.; ROSOVITZ, M.J.;

SELENGUT, J.D.; SHRIVASTAVA, S.; SULLIVAN, S.A.; TAPIA, R.; THOMPSON, L.S.; WATKINS, K.L.; YANG, Q.; YU, C.; ZAFAR, N.; ZHOU, L.; KUSKE, C.R. Three genomes from the phylum acidobacteria provide insight into the lifestyles of these microorganisms in soils. **Applied Environmental Microbiology**, Los Alamos, v 75, p. 2046-2056, 2009.

WEBER, N. C.; OELKE, C. A.; AZEVEDO, E. B. A.; RAMOS, A. A. B.; FRESINGHELLI, J. C.; WINCKLER, J. C. P. Efeito da adição de casca de arroz na decomposição Anaeróbica de dejetos suínos sobre os teores de macro e Micronutrientes. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v. 7, n. 1, p. 51-58, Março, 2017.

WILL, C.; THURMER, A.; WOLLHERR, A. et al. Horizon-Specific Bacterial Community Composition of German Grassland Soils, as Revealed by Pyrosequencing-Based Analysis of 16S rRNA Genes. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 76, n. 20, p. 6751–6759, 2010.

WILSEY, B.J., CHALCRAFT, D.R., BOWLES, C.M.; WILLIG, M.R. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. **Ecology**, v. 86, n. 5, p. 1178-1184, 2005.

WOLIŃSKA, A.; KUŹNIARA, A.; ZIELENKIEWICZ, U.; BANACHA, A.; BŁASZCZYK, M. Indicators of arable soils fatigue – Bacterial families and genera: A metagenomic approach. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 490-500, 2018.

YANG, X. M.; DRURY, C. F. ; REYNOLDS, W. D.; MCKENNEY, D. J.; TAN, C. S.; ZHANG, T. Q.; FLEMING, R. J. Influence of composts and liquid pig manure on CO₂ and N₂O emissions from a clay loam soil. **Canadian Journal of Soil Science**, 2002.

YU, Z.; LIU, J.; LI, Y.; JIN, J.; LIU, X.; WANG, G. Impact of land use, fertilization and seasonal variation on the abundance and diversity of nirS-type denitrifying bacterial communities in a Mollisol in Northeast China. **European Journal of Soil Biology**, v. 85, p. 4-11, 2018.

ZHALNINA, K.; DE QUADROS, P. D.; GANO, K. A.; DAVIS-RICHARDSON, A.; FAGEN, J. R.; BROWN, C. T.; GIONGO, A.; DREW, J. C.; SAYAVEDRA-SOTO, L. A.; ARP, D. J.; CAMARGO, F. A. O.; DAROUB, S. H.; CLARK, I. M.; MCGRATH, S. P.; HIRSCH, P. R.; TRIPLETT, E. W. Ca. Nitrososphaera and Bradyrhizobium are inversely correlated and related to agricultural practices in long-term field experiments. **Front. Microbiol.**, v. 4, 2013.

ZHANG, C.; LIU, G.; XUE, S.; SONG, Z. Rhizosphere soil microbial activity under diferente vegetation types on the Loess Plateau, China. **Geoderma**, v. 161, p. 115-125, 2011.

ZHANG, H. Gemmatimonas aurantiaca gen. nov., sp. nov., a Gram-negative, aerobic, polyphosphate-accumulating microrganism, the first cultured representative of the new bacterial phylum Gemmatimonadetes phyl. **International journal of systematic and evolutionary microbiology**, v. 53, n. 4, p. 1155–1163, 2003.

ZHANG, K.; CHENG, L.; LID, Y.; BROOKESA, P. C.; XUA, J.; LUO, Y.
Interactive effects of soil pH and substrate quality on microbial utilization.
European Journal of Soil Biology, v. 96, n. 103151, ISSN 1164-5563, 2020.

ZHANG, Y.; SUN, L.; ZHU, R.; ZHANG, S.; WANG, Y.; WU, Y.; LIAO, X.; MI, J.
Specific Time Determinism: Circadian Rhythm of Microbial Community
Assembly Patterns Under Common Light in Feces of Laying Hens. **Research
Square**, 2021. DOI: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-146250/v1>

ZHAOJUN, L.; JIANMING, X.; CAIXIAN, T.; JIANJUN, W.; AKMAL, M.;
HAIZHEN, W. Application of 16S rDNA-PCR amplification and DGGE
fingerprinting for detection of shift in microbial community diversity in Cu-, Zn-,
and Cd- contaminated paddy soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 66, n. 8, p. 1374-
1380, 2006.

ZHOU, Z.; DAWEI, G.; ZHOU B; ZHAO, B.; MA M.; QIN J.; JIANG X.; CHEN S.;
CAO F.; DELONG S.; LI J. Influence of 34-years of fertilization on bacterial
communities in an intensively cultivated black soil in northeast China. **Soil
Biology and Biochemistry**, v. 90, p. 42-51, November 2015.

ZILLI, J.D.; CAMPO, R.J.; RIBEIRO, K. G.; GIANLUPPI, V.; SMIDERLER, O.J.;
HUNGRIA, M. Utilização de Inoculantes de Bradyrhizobium no Cultivo de Soja
nos Cerrados de Roraima. **Circular Técnica**, n.2, p.1-9, 2005.

ZUHAIRI, W. Y. W. Sorption capacity on lead, copper and zinc by clay soils
from South Wales, United Kingdom. **Environmental Geology**, v. 45, p. 236-
242, 2003

Resumo Biográfico

Yara Jurema Barros, filha de Romeu Barros Junior e Rita Gandolfi Hamerski, nasceu em 13 de janeiro de 1983, em Curitiba, Paraná. Estudou em vários colégios do Paraná e do Rio Grande do Sul, tendo concluído seu ensino médio na Escola Estadual Ernesto Alves de Oliveira na cidade de Santa Cruz do Sul. Em 2002 iniciou seus estudos na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, graduando-se como Tecnóloga em Química Ambiental em 2006, ano em que foi admitida para cursar Mestrado na área de Ciência do Solo na Universidade Federal do Paraná, a qual foi defendida em 2008.