

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

**EFEITOS DOS ANTIBIÓTICOS DE USO PECUÁRIO ASSOCIADOS À AGUA
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA SOBRE A ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO**

NATHALIE CAROLINE HIRT KESSLER

CASCAVEL - Paraná - Brasil

2017

NATHALIE CAROLINE HIRT KESSLER

**EFEITOS DOS ANTIBIÓTICOS DE USO PECUÁRIO ASSOCIADOS À AGUA
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA SOBRE A ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio

CASCADEL - Paraná - Brasil

2017

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Ficha catalográfica elaborada por Rosângela A. A. Silva – CRB 9º/1810

K52e Kessler, Nathalie Caroline Hirt
Efeitos dos antibióticos de uso pecuário associados a água residuária de suinocultura sobre a atividade microbiana do solo. / Nathalie Caroline Hirt Kessler. — Cascavel – PR: UNIOESTE, 2017.
65 f.

Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2017
Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.
Bibliografia.

1. Água - reuso. 2. Tetraciclinas. 3. Suínos. 4. Fertilidade do solo. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.

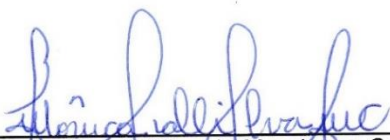
CDD 20.ed. 636.4

Revisão de língua inglesa, portuguesa e das normas de edição conforme requisitos do PEAGRI realizada pelo Professor Dr. José Carlos da Costa em 7 de abril de 2017.

NATHALIE CAROLINE HIRT KESSLER

Efeitos dos Antibióticos de Uso Pecuário Associados à Água Residuária de Suinocultura Sobre a Atividade Microbiana do Solo

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Orientador(a) - Silvio César Sampaio

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



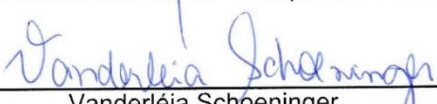
Marcus Metri Correa

Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)



Elisandro Pires Frigo

Universidade Federal do Paraná - Campus de Palotina (UFPR)



Vanderléia Schoeninger

Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD)

Cascavel, 8 de fevereiro de 2017

BIOGRAFIA

Nascida em 21 de maio de 1986, natural de Cascavel, Paraná, Brasil. Graduiu-se em Ciências Biológicas, modalidade Bacharelado, no ano de 2007, na Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Em 2012, obteve o título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, na área de Saneamento Ambiental. Em 2013, especializou-se em Ensino de Ciências, pela Universidade Federal Tecnológica do Paraná. Atualmente é discente de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

... A beleza de ser um eterno aprendiz!
(Gonzaguinha)

Ao meu pai, Mario Kessler (*in memoriam*) que,
apesar de não ter acompanhado minha trajetória,
sonhou com esse dia.
A você dedico essa conquista.

DEDICO

EFEITOS DOS ANTIBIÓTICOS DE USO PECUÁRIO ASSOCIADOS À AGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA SOBRE A ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO

RESUMO

Antibióticos são adicionados à dieta dos animais com objetivo de aumentar os índices de desenvolvimento zootécnico na produção pecuária. Desses, os medicamentos da classe das tetraciclina são os mais frequentemente utilizados, principalmente na suinocultura. Sabe-se que estes compostos não são completamente digeridos pelo metabolismo dos animais, vindo a compor as águas residuárias e, eventualmente, chegam aos solos e alteram toda dinâmica dos microrganismos. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito das tetraciclina associadas à água residuária de suinocultura sobre a atividade enzimática do solo, relacionada ao ciclo biogeoquímico dos nutrientes sob duas aplicações, em diferentes estações do ano. O experimento foi conduzido em vasos contendo solo, os quais receberam, uma vez no verão e novamente no outono, doses de água residuária da suinocultura (0,2 e 0,3 L), combinadas ou não, com doses de tetraciclina ($35 \mu\text{g L}^{-1}$), clortetraciclina ($40,9 \mu\text{g L}^{-1}$) e doxiciclina ($14,9 \mu\text{g L}^{-1}$). Amostras de solo foram coletadas aos 2, 4, 8, 15, 30, 45 e 75 dias, após cada aplicação dos tratamentos, para determinação da atividade das enzimas desidrogenase, β -glicosidase, fosfatase ácida e urease. Foi verificado aumento da atividade de todas as enzimas na presença de água residuária da suinocultura, e redução da atividade na presença dos antibióticos aplicados em ambos os períodos experimentais. Também foi observada redução na biodisponibilidade de nutrientes no solo, o que reduz a qualidade e fertilidade do solo.

Palavras-chave: tetraciclina, reúso de água, atividade enzimática, biodisponibilidade de nutrientes do solo.

EFFECTS OF ANTIBIOTICS USE ON LIVESTOCK ASSOCIATED WITH SWINE WASTEWATER ON SOIL MICROBIAL ACTIVITY

ABSTRACT

Antibiotics are added to animals' diet to increase zootechnical development rates in livestock production. Thus, tetracycline class drugs are the most frequently used ones, mainly in swine breeding. It is known that these compounds are not completely digested by the animals' metabolism, consequently, they take part of wastewater, and eventually, they can reach the soil and change all the dynamics of microorganisms. Thus, this trial aimed at evaluating the effect of tetracycline associated with swine wastewater on enzymatic activity of soil regarding biogeochemical cycle of nutrients under two applications, in different seasons. The experiment was carried out in soil-containing pots, which received, once in summertime, and again in the autumn, doses of swine wastewater (0.2 and 0.3 L) with or without tetracycline doses ($35 \mu\text{g L}^{-1}$), chlortetracycline ($40.9 \mu\text{g L}^{-1}$) and doxycycline ($14.9 \mu\text{g L}^{-1}$). Soil samples were collected at 2, 4, 8, 15, 30, 45 and 75 days after each application of the treatments in order to determine dehydrogenase, β -glucosidase, acid phosphatase and urease enzymes activity. It was observed an increase in the activity of all the studied enzymes when submitted to swine wastewater. And, a decrease of their activity when in antibiotics presence, applied in both experimental periods. There was also a decrease in nutrients bioavailability in soil, which reduces soil quality and fertility.

Keywords: tetracycline, water reuse, enzymatic activity, bioavailability of soil nutrients.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	ix
LISTA DE FIGURAS	x
1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVOS.....	12
2.1 Objetivos gerais.....	12
2.2 Objetivos específicos.....	12
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
3.1 Características da água residuária da suinocultura	13
3.2 Impactos da disposição da água residuária de suinocultura em solos	15
3.3 Atividade enzimática do solo	18
3.3.1 Processos enzimáticos de mineralização de carbono no solo	22
3.3.2 Processos enzimáticos de mineralização de nitrogênio no solo.....	24
3.3.3 Processos enzimáticos de mineralização de fósforo no solo	26
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	29
4.1 Localidade	29
4.2 Tratamentos	29
4.3 Condução do experimento.....	30
4.4 Parâmetros experimentais	31
4.5 Análise dos dados	32
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
6 CONCLUSÕES	46
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
REFERÊNCIAS	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Descrição dos tratamentos	30
Tabela 2	Caracterização da água residuária de suinocultura	31
Tabela 3	Caracterização inicial do solo	31
Tabela 4	Teste de comparação de médias para atividade de desidrogenase no primeiro (a) e segundo (b) períodos experimentais.....	33
Tabela 5	Teste de comparação de médias para atividade de β -glicosidase no primeiro (a) e segundo (b) períodos experimentais.....	35
Tabela 6	Teste de comparação de médias para atividade de fosfatase ácida no primeiro (a) e segundo (b) períodos experimentais.....	36
Tabela 7	Teste de comparação de médias para atividade de urease no primeiro (a) e segundo (b) períodos experimentais.....	37
Tabela 8	Teste de comparação de médias para análise físico-química do solo, ao final do primeiro (a) e segundo (b) períodos experimentais.....	43

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Temperatura e umidade relativa do ar, durante o período experimental (IPMA).	29
Figura 2	Modelo longitudinal ajustado para atividade de desidrogenase (a) (μg de TPF $16\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco), β -glicosidase (b) (μg <i>p</i> -nitrofenol $\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco), fosfatase ácida (c) (μg <i>p</i> -nitrofenol $\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco) e urease (d) (μg N-NH ₄ $2\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco), no primeiro período experimental.....	39
Figura 3	Modelo longitudinal ajustado para desidrogenase (a) (μg de TPF $16\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco), β -glicosidase (b) (μg <i>p</i> -nitrofenol $\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco), fosfatase ácida (c) (μg <i>p</i> -nitrofenol $\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco) e urease (d) (μg N-NH ₄ $2\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco), no segundo período experimental.	40
Figura 4	Análise de correspondência canônica entre a atividade enzimática e as variáveis químicas do solo, ao final do primeiro período experimental.....	41
Figura 5	Análise de correspondência canônica entre a atividade enzimática e as variáveis químicas do solo, ao final do segundo período experimental.	42

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura representa a maior atividade pecuária em escala global, sendo seus principais impactos relacionados com a destinação do efluentes gerado (FAO, 2013). O efluente da suinocultura possui elevadas concentrações dos nutrientes, sendo empregado como fertilizante em muitas propriedades. Porém, mesmo após tratamento prévio, como em biodigestores, grande parte dos nutrientes encontra-se na forma indisponível às plantas, sendo necessária a intervenção dos micro-organismos do solo para sua solubilização e mineralização (KESSLER et al., 2013). Os micro-organismos são os principais responsáveis pela atividade enzimática do solo (TABATABAI, 1994), nesse sentido o estudo da atividade enzimática tem sido reportado como indicador da qualidade do solo, da decomposição da matéria orgânica e da disponibilidade de nutrientes (RITZ et al., 2009; STONE et al., 2016). Portanto, para se avaliar a fertilidade do solo, é fundamental determinar as enzimas a serem analisadas, tendo em vista que uma série delas está ligada ao ciclo biogeoquímico de elementos no solo, como o nitrogênio, o carbono, o fósforo e o enxofre (LISBOA et al., 2012).

A água residuária da suinocultura apresenta elevadas concentrações de nutrientes, entretanto, apresenta em sua composição resíduos de antibióticos do manejo da suinocultura. Estima-se que, aproximadamente, 70% dos antibióticos empregados na suinocultura são excretados via fezes e urinas dos animais, contaminando as águas residuárias (MALINTAN; MOHD, 2006). Esses resíduos, quando despejados no ambiente, podem selecionar a microbiota do solo, alterando a dinâmica dos micro-organismos, a disponibilidade dos nutrientes no solo e, ainda, acarretar riscos à saúde humana por meio de seleção de cepas resistentes (MARTINEZ, 2012; MASSÉ; SAADY; GILBERT, 2014). Jindal et al. (2006) e Karthinkeyan e Meyer (2006) observaram grandes concentrações de antibióticos de uso pecuário na água residuária de suinocultura, sugerindo potencial impacto, caso esta água fosse aplicada ao solo. De acordo com Castannon (2007), o emprego destes medicamentos na pecuária, para fins de melhoramento de desempenho zootécnico, são proibidos na União Europeia desde 2006. Porém, em países como o Brasil e os Estados Unidos, onde estão concentradas as maiores unidades de produção do mundo, são utilizados livremente (CASTANNON, 2007).

Diversos estudos são conduzidos afim de determinar os efeitos tóxicos decorrentes da aplicação de efluentes pecuários contaminados com antibióticos no solo. Entre esses estudos pode-se citar: efeitos deletérios sobre comunidade de invertebrados (ŽIŽEK; ZIDAR, 2013); micro-organismos (LIU et al., 2009; REICHEL et al., 2013; MOURA et al., 2016); potencial seleção de cepas resistentes (MARTINEZ, 2009; MOJICA; AGA, 2011); desenvolvimento de

culturas (KONG et al., 2007; MIGLIORE et al., 2010); presença em águas subterrâneas, com riscos à saúde humana (SACHER et al., 2001; MOJICA; AGA, 2011). Porém, estudos sobre o efeito dos antibióticos sobre a atividade enzimática ainda são escassos. Igel-Egalon et al. (2011) observaram redução na atividade de fosfatase ácida na presença de lincomicina, e de desidrogenase com lincomicina e ciprofloxacino, quando aplicados em conjunto aos dejetos de suínos ao solo. Thiele-Bruhn e Beck (2005) testaram os efeitos de diferentes concentrações de oxitetraciclina e sulfapiridina sobre a respiração basal, sobre a atividade da desidrogenase e a respiração induzida por substrato e concluíram que uma ativação do crescimento microbiano por meio da adição de nutrientes é necessária quando se pretende testar os efeitos dos antibióticos bacteriostáticos em solos. Além disso, verificaram que os efeitos de ambos os antibióticos foram dependentes do tempo, evidenciando que testes a curto prazo não são adequados. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo verificar o efeito produzido por antibióticos da classe das tetraciclinas presentes em água residuárias da suinocultura sobre a atividade enzimática do solo relacionada ao ciclo biogeoquímico dos nutrientes em duas estações do ano.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivos gerais

Avaliar os efeitos da associação de antibióticos da classe das tetracilinas à água residuária de suinocultura sobre a atividade enzimática do solo, relacionada ao ciclo biogeoquímico dos nutrientes em duas estações do ano.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o comportamento ao longo do tempo da atividade enzimática do solo sob aplicação de água residuária de suinocultura;
- Avaliar o comportamento ao longo do tempo da atividade enzimática do solo sob aplicação de antibióticos da classe das tetracilinas;
- Verificar a biodisponibilidade de nutrientes de nutrientes no solo após aplicação de água residuária de suinocultura, associada aos antibióticos da classe das tetracilinas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Características da água residuária da suinocultura

No Brasil, a produção suinícola cresce constantemente para atender tanto ao mercado interno como ao externo (SEIDEL et al., 2010). A carne suína representa a fonte de proteína animal mais consumida, sendo a China, a União Europeia, os Estados Unidos e o Brasil os maiores produtores mundiais (ABIPECS, 2012). O crescimento contínuo e os avanços tecnológicos na produção de suínos resultaram na adoção da prática de confinamento desses animais em todas as fases do ciclo produtivo, com a intenção de aumentar a produtividade por unidade de área e tempo (CASSOL et al., 2010).

O Brasil exibe indicadores de produtividade de alta tecnologia na suinocultura e está entre os primeiros países no aumento quanto à produção suinícola, graças à grande extensão de terra disponível, disponibilidade de água, capacidade de produzir grãos e a genética dos animais. Assim, caracteriza-se como uma atividade pecuária de muita relevância para o País e, principalmente, para a região sul, onde se concentra o maior plantel de suínos (SILVA et al., 2011). Na região oeste do Paraná, a suinocultura representa uma atividade predominante entre os pequenos produtores, portanto, constitui-se como de grande importância socioeconômica e serve como fixador do homem no campo (PRIOR et al., 2009).

O aumento da produção por unidade de área acarretou o acúmulo de resíduo nas propriedades; na maioria das vezes, muito além da capacidade das áreas próximas em receber esse efluente. Tal situação tem gerado grande preocupação dos órgãos ambientais, pois quando a capacidade de adsorção do solo é esgotada, esse resíduo pode ocasionar prejuízos ambientais de grandes proporções, contaminando os solos e os recursos hídricos (AITA; GIACOMINI, 2008; SEIDEL et al., 2010).

O esterco suíno consiste na mistura de fezes, urina, água da lavagem das pocilgas, restos de ração, pelo e poeira (GONÇALVES JÚNIOR et al., 2008). Porém, estas características variam de acordo com inúmeros fatores, que alteram sua qualidade e quantidade. Dentre estes fatores, destacam-se o número de animais por baia e o seu estágio de desenvolvimento, o manejo da água da higienização e as perdas em bebedouros, a dieta adotada e as características das instalações (LIMA, 2007).

Em sistemas de criação de suínos em ciclo completo, diariamente, são gerados 140 a 170 litros de dejetos por fêmea no plantel; no sistema de produção de leitões, o volume gerado por matriz no plantel é de 35 a 40 L dia⁻¹; em sistema de produção de suínos em terminação

cerca de 12 a 15 L suíno⁻¹ de dejetos são produzidos diariamente, nos sistemas que utilizam água para limpeza das baias (SEIDEL et al., 2010).

O esterco é comumente utilizado na agricultura e possui em sua composição matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros que fazem parte da dieta aplicada aos suínos (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). A elevada concentração desses nutrientes no esterco resulta da baixa eficiência de absorção e metabolização dos alimentos pelos animais. De todo o nitrogênio, fósforo e potássio presentes nas rações, no máximo 55%, 50% e 20%, respectivamente são absorvidos. A excreção, por sua vez, pode atingir valores de até 60% para o nitrogênio, 80% para o fósforo e 95% para o potássio (KORNEGAY; HARPER, 1997).

As elevadas concentrações de fósforo presentes nos dejetos suínos resultam da alimentação, rica em grãos de milho, soja e trigo (LOVATTO et al., 2010). Essa dieta altamente rica em fósforo é necessária pela baixa eficiência de absorção pelos suínos, devido à ausência da enzima responsável pela degradação desse composto (MOREIRA et al., 2010). Lovatto et al. (2010) afirmam que são ingeridos, anualmente, cerca 8 mil toneladas de fósforo pela suinocultura no estado do Rio Grande do Sul, sendo que 74% deste total é excretado. Ainda de acordo com os mesmos autores, 34 mil toneladas de nitrogênio entram anualmente na atividade com um total de 70% de perdas pelas fezes e urinas.

O cobre e o zinco também aparecem em concentrações consideráveis nos dejetos suínos, em decorrência da adição excessiva destes nutrientes nas rações. No entanto, sabe-se que a absorção desses nutrientes pelos animais é baixa e estima-se que 80% do cobre ingerido é eliminado nas dejeções, enquanto que para o zinco os valores podem chegar a 96%. Nessa dimensão, quando esse dejetos é disposto no solo e chega aos corpos hídricos, pode alcançar níveis tóxicos às plantas, animais e microrganismos (GIROTTI et al., 2010).

Visto o potencial poluente dos dejetos de suínos, deve-se evitar o lançamento em corpos hídricos sem tratamento prévio e sem o cumprimento da exigência mínima de alguns parâmetros em sua composição final (GRÜTZMACHER, 2011). Nesse sentido, a Resolução nº. 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, regula os padrões de emissão, dispondo sobre as concentrações máximas para que os efluentes possam ser descartados nos cursos d'água (CONAMA, 2005).

Diante destas características e dos potenciais impactos da disposição dos dejetos no solo, é imprescindível proceder um tratamento prévio para que a atividade tenha viabilidade ambiental. Entretanto, essa prática ainda enfrenta resistência por parte dos pequenos produtores, devido à tradição de usar os dejetos suínos como fertilizante do solo, com a ideia equivocada de que não necessita de tratamento. A necessidade de investimentos financeiros é outro forte motivo para a não adoção de sistemas adequados de tratamento, pois, na maioria das vezes, os investimentos em tratamento não são convertidos em renda direta (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009).

A preocupação com o potencial poluidor das águas residuárias da suinocultura tem feito com que se busquem alternativas mais seguras para o descarte desses resíduos. Muitas vezes, o dejetos é descartado sem passar por um sistema de tratamento prévio ou reaproveitamento (SANTOS et al., 2007). Tratamentos baseados em processos químicos, físicos e biológicos são capazes de diminuir o potencial poluidor, além de transformarem o dejetos em adubo orgânico, biogás e em créditos de carbono (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009). Destacam-se a pré-estabilização em lagoas por 120 dias e a utilização em biodigestores, que têm a capacidade de reduzir o potencial poluidor com a produção simultânea de biogás, logo é a alternativa mais promissora (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009).

O tratamento de dejetos em biodigestores consiste da biodigestão anaeróbia em que a degradação da matéria orgânica é otimizada. Há a redução das demandas químicas e bioquímicas de oxigênio e sólidos voláteis, a fim de disponibilizar mais nutrientes para as culturas e promover agregação de valor (ORRICO et al., 2007). O processo de tratamento possibilita a eliminação de patógenos e parasitas e a geração de energia, por meio da produção de gás metano (SANCHEZ et al., 2005). Segundo FEY et al. (2010), desde 2009, os suinocultores paranaenses têm a possibilidade de vender o excedente da energia elétrica produzida por biogás gerado pelos biodigestores para a companhia elétrica estadual. Isso agrega renda à atividade, fato esse que incentiva esta opção de tratamento dos dejetos de suínos.

3.2 Impactos da disposição da água residuária de suinocultura em solos

Em busca do aumento da produtividade com redução de custos, a utilização do efluente dos biodigestores torna-se alternativa viável. É bem aceita pelos produtores, pois serve como forma de descarte dos resíduos e de ciclagem de nutrientes, dentro da mesma propriedade (SEIDEL et al., 2010). Como contém elevada carga de diversos nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo e potássio, a água residuária da suinocultura tem a capacidade de melhorar as propriedades químicas, físicas e microbiológicas do solo. Aumenta a capacidade de retenção de água, infiltração da água da chuva, atividade microbiana e capacidade de troca catiônica do solo. Ademais, complexa ou até mesmo solubiliza alguns metais tóxicos ou essenciais às culturas, assim, possibilita o seu aproveitamento na agricultura como provedor de nutrientes (SCHERER; BALDISSERA; NESI, 2007; SCHEFFER-BASSO; SCHERER; ELLWANGER, 2008).

A composição das águas residuárias da suinocultura pode apresentar quantidades suficientes de nutrientes para as culturas agrícolas e, por si só, elevar a produtividade.

Aproximadamente, dois terços do nitrogênio, um terço do fósforo e praticamente todo o potássio estão presentes na forma mineral, prontamente assimilável pelas plantas (GOMES FILHO et al., 2001). Esta alternativa tem a maior aceitação por parte dos produtores, pois, se tais resíduos são manejados adequadamente, elevam a fertilidade do solo, a produtividade e reduzem o potencial de poluição. Porém, apenas o aumento da produção das culturas em curto prazo não constitui critério suficiente para a sustentabilidade do sistema, pois a água residuária da suinocultura tem composição muito variável e depende da alimentação e do manejo da água empregados nos criatórios (DORTZBACH et al., 2009), como do tipo de tratamento utilizado. Sendo assim, existe grande dificuldade em se recomendar uma dose ideal para cada tipo de cultura (FEY et al., 2010).

Diferente dos fertilizantes minerais, que são formulados de acordo com as necessidades específicas de cada cultura, as águas residuárias contêm múltiplos nutrientes em quantidades desproporcionais à capacidade de extração das plantas. Portanto, aplicações sucessivas são passíveis de acarretar desequilíbrios químicos no solo, como acúmulo de nutrientes, arraste por escoamento superficial ou percolação no perfil do solo e, então, a água residuária passa de fertilizante para contaminante ambiental (GATIBONI et al., 2008). A gravidade do problema dependerá da composição desse resíduo, da quantidade aplicada, da capacidade de extração das culturas instaladas, das características do solo e do tempo de utilização dos dejetos.

A concentração elevada de nitratos nas águas subterrâneas é um dos problemas ambientais que pode ser atribuído à aplicação de águas residuárias na agricultura. O nitrato é a forma do nitrogênio mais facilmente assimilável pelas plantas, porém, quando se desloca abaixo da zona de absorção das raízes, a sua perda ocorre no perfil do solo e a consequente indisponibilização para as plantas (FEY et al., 2010). Muitas vezes, os nitratos estão presentes em níveis até dez vezes superiores à quantidade inicial, em função do excesso de nitrogênio disposto no solo (ANAMI et al., 2007; SAMPAIO et al., 2007; ANAMI et al., 2008; DAL BOSCO et al., 2008; PELISSARI et al., 2009). O nitrogênio, em suas diferentes formas, é um dos principais contaminantes químicos dos recursos hídricos (SAMPÃO et al., 2010).

Além do nitrogênio, o fósforo e o potássio também são passíveis de acúmulo no solo, haja vista a grande concentração em que se encontram na água residuária da suinocultura (DORTZBACH et al., 2009). Prior et al. (2009) ressaltam que as aplicações sucessivas desse efluente são responsáveis pelo acúmulo de fósforo e do desbalanço de nutrientes no solo. É necessária atenção especial com o fósforo no solo, pois é um dos elementos responsáveis pela eutrofização dos recursos hídricos (VELOSO et al., 2012). Freitas et al. (2004) observaram baixa concentração desse nutriente em lixiviados de lisímetros, quando aplicaram água residuária da suinocultura. Fato decorrente da baixa mobilidade do fósforo no perfil do solo, pois a maior parte ficou retida nas camadas superficiais.

Marcato e Lima (2005) afirmam, ainda, que os efluentes da suinocultura contêm elevadas concentrações de metais pesados, como zinco, manganês, cobre e ferro que, com aplicações contínuas ou em elevadas doses, podem causar toxicidade às culturas implantadas, além de contaminarem o solo. Esses elementos podem ser absorvidos pelas plantas e, muitas vezes, entram na dieta humana ou animal (VELOSO et al., 2012).

Sendo assim, deve-se ter conhecimento da capacidade suporte do solo e da cultura implantada, a fim de se estabelecer a dose de aplicação mais coerente, para que sejam reduzidos ou até mesmo evitados os riscos de salinização e de contaminação ambiental. O objetivo é preservar a integridade dos recursos naturais (SAMPAIO et al., 2010).

O manejo inadequado dos resíduos, desde o armazenamento até a disposição no solo, contribui para a emissão de gases de efeito estufa como o metano, o dióxido de carbono e óxido nitroso. O óxido nitroso, embora emitido em baixas concentrações, possuiu potencial estufa cerca de 310 vezes maior do que o dióxido de carbono. A emissão de amônia também tem sido objeto de preocupação por sua contribuição para a formação de chuva ácida (THE WORLD BANK, 2005). Sardá et al. (2010) avaliaram, em seu estudo, a emissão de dióxido de carbono, metano e ácido sulfídrico pelo manejo de dejetos líquidos e compostados, observando taxas de emissão de metano sete vezes superior nos dejetos líquidos, assim como a emissão de ácido sulfídrico. Grützmacher (2011) associou em sua pesquisa a volatilização de óxido nitroso e dióxido de carbono à aplicação de água residuária da suinocultura em um Latossolo Vermelho distroférrico.

Outro impacto negativo da disposição de dejetos animais no solo, sobretudo de suínos e sem tratamento prévio, é a disseminação de patógenos e compostos químicos utilizados no manejo dos animais, incluindo os antimicrobianos (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009). O uso indiscriminado destes medicamentos justifica-se pela intensificação na produção da cadeia suinícola, o que resultou num aumento significativo no nível de estresse dos animais, com consequente queda no sistema imunológico e predisposição a infecções por microrganismos patogênicos. Nesse contexto, os antimicrobianos são administrados na forma de medicamentos preventivos, curativos ou através de baixas doses para um melhor desenvolvimento animal (BARCELOS et al., 2009).

Estima-se que cerca de 90% dos criadores norte-americanos empreguem antimicrobianos no tratamento e/ou como promotores de crescimento, assim como ocorre em diversos países, como o Brasil. Entretanto, sabe-se que grande parte dos antimicrobianos administrados não são absorvidos pelo metabolismo dos suínos, e são eliminados via fezes e urina, fornecendo às águas residuárias potencial caráter poluente de solos e águas (MALINTAN; MOHD, 2006). Os antibióticos, quando dispostos no ambiente, podem modificar toda dinâmica dos microrganismos no ecossistema ambiental, com consequências severas também para a saúde humana (MARTINEZ, 2012).

O uso de antimicrobianos na suinocultura deve ser criteriosamente avaliado e revisto constantemente, pois pode colaborar na seleção de microrganismos resistentes. Desde de 2005, a União Europeia proíbe rigorosamente o emprego de antimicrobianos como fator de crescimento, evidenciando a preocupação do surgimento de cepas bacterianas resistentes entre alguns patógenos veterinários e humanos (BARCELOS et al., 2009).

Karthinkeyan e Meyer (2006) verificaram, em sua pesquisa, a possibilidade de aplicação no solo de elevadas concentrações de antibióticos derivadas do tratamento de dejetos de animais, e constataram a presença de medicamentos dos grupos das sulfonamidas, fluoroquinolonas, tetraciclina, macrolídeos e trimetoprim em águas residuárias de suinocultura. Zilles et al. (2005) encontraram elevadas concentrações antibióticos das classes dos macrolídeos, lincosamidas e tetraciclina no solo, originários de dejetos suínos previamente tratados, evidenciando o potencial poluidor do reuso desse efluente na agricultura, mesmo após tratamento.

3.3 Atividade enzimática do solo

Os microrganismos do solo são os principais agentes responsáveis pela degradação da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e fluxo de energia no perfil do solo e influenciam tanto na alteração da matéria orgânica quanto no armazenamento de carbono e nutrientes minerais (MATSUOKA et al., 2003). A biomassa microbiana corresponde à porção viva da matéria orgânica do solo, que possui até 4% de carbono e 5% de nitrogênio, caracterizando reservatório de nutrientes para os sistemas vegetais (PAVANELLI; ARAÚJO, 2010). Porém, a quantificação apenas da biomassa microbiana não traduz a sua atividade metabólica no solo.

A quantificação da atividade enzimática em solos também configura uma importante ferramenta para avaliar a atividade edáfica, apontando eventuais alterações na comunidade microbiológica do solo, todavia, sem relacioná-las a um grupo específico de microrganismos (ANDRADE; SILVEIRA, 2004). As propriedades bioquímicas do solo, como a atividade enzimática, são indicadores sensíveis, úteis no monitoramento de mudanças ambientais resultantes da atividade agrícola e são, frequentemente, utilizadas como instrumentos no planejamento e avaliação das práticas de manejo.

De acordo com Champe, Harvey e Ferrier (2006), as enzimas caracterizam-se por proteínas de configuração globular, constituídas de estrutura terciária ou quaternária, com a função de catalisador biológico, acelerando inúmeras reações bioquímicas, sem serem alteradas durante o processo. Possuem alta especificidade e estão associadas a todos os eventos metabólicos (SOUZA et al., 2011).

A atividade enzimática é fundamental para o solo, pois catalisa inúmeras reações, agindo, principalmente, no processo de degradação da matéria orgânica (LONGO; MELO, 2005). Além de fornecer acesso à energia e nutrientes presentes em substratos complexos para os microrganismos, as enzimas extracelulares efetivam a decomposição e mineralização de nutrientes no solo, disponibilizando-os também para os vegetais, originando a ciclagem de nutrientes no solo (SILVEIRA, 2007). Segundo Fioretto et al. (2001), as enzimas de interesse no processo ciclagem de nutrientes são aquelas que catalisam a hidrólise de constituintes da matéria orgânica do solo.

A atividade enzimática é fortemente influenciada pelas propriedades do solo, como a umidade e a concentração de carbono orgânico (BERGSTROM et al., 1998). Também recebe influência da distribuição da biomassa radicular no solo, da dinâmica da água e dos diferentes sistemas de manejo (MATSUOKA, 2006).

Como aparecem em reduzidas concentrações no solo, a quantificação das enzimas é realizada de forma indireta, por meio da avaliação da sua atividade e não pela sua quantidade (SILVEIRA, 2007). Frequentemente, a atividade é mensurada pela hidrólise do substrato específico para a enzima avaliada, sob condições padronizadas de pH e temperatura (TABATABAI, 1994).

A avaliação de atividades enzimáticas pode ser usada para se obter resultados práticos em diversas situações abrangendo o sistema solo-planta, inclusive aspectos relativos à fertilidade, remediação de solos contaminados e estudos de impacto de manejos e da qualidade dos solos agrícolas (TABATABAI, 1994).

Bandick e Dick (1999) afirmam que as análises de atividades enzimáticas são capazes de apontar o potencial de ciclagem de nutrientes, nitrificação, oxidação e outros processos essenciais de um solo. Recentemente, as enzimas hidrolíticas têm sido largamente utilizadas em estudos de avaliação da qualidade do solo, por sua elevada sensibilidade a perturbações no solo, ao custo relativamente baixo das análises e à rapidez e simplicidade com que são executadas (MATSUOKA et al., 2003; TABATABAI, 1994).

Inúmeras pesquisas têm evidenciado a utilidade das avaliações de atividades enzimáticas dos solos na determinação de sua qualidade, entre elas as de: Bergstrom et al. (1998), Bandick e Dick (1999), Garcia et al. (2002); Mendes e Reis Júnior (2003) e Matsuoka (2006).

Em solos contaminados por metais pesados, a avaliação das atividades enzimáticas também serve como potencial indicador da qualidade (SILVEIRA, 2007). Pesquisas evidenciaram que algumas enzimas são sensíveis ao aumento da concentração de alguns elementos químicos no solo (SILVEIRA, 2007). Kandeler et al. (1999) verificaram em seu estudo que a atividade das enzimas fosfatase ácida, urease, arilsulfatase e desidrogenase reduziram, ao passo que aumentaram as concentrações de cobre, zinco, cádmio e níquel no solo, em contrapartida, a atividade da β -glucosidase praticamente não alterou, mesmo com

elevados teores desses elementos no solo. Porém, Matsuoka (2006), avaliando solos com altas concentrações de cobre, sob o cultivo de videira, verificou a redução na atividade da β -glucosidase e urease.

Taylor et al. (2002) afirmam que a atividade enzimática total é frequentemente usada como indicador geral da atividade hidrolítica do solo e é quantificada pelas atividades de estereases, proteases e lípases, que responsáveis por quebrar compostos fluorogênicos. Em seu estudo, Matsuoka (2006) relatou que as enzimas β -glucosidase, fosfatase ácida e urease são vulneráveis a alterações no manejo do solo, caracterizando-se como importantes indicadores das mudanças no solo. Em geral, sabe-se que as atividades enzimáticas do solo são reduzidas em sistemas cultivados, em relação a referenciais como solo de florestas (PASSOS et al., 2008), de maneira que a determinação da atividade enzimática do solo tem mostrado possuir sensibilidade para indicar modificações promovidas por sistemas de manejo do solo em espaços de tempo relativamente curtos (ROLDÁN et al., 2005).

Nesse contexto, Doran e Zeiss (2000) constataram que o cultivo convencional em longo prazo restringiu as atividades de urease, fosfatase, protease e desidrogenase. Garcia et al. (2002), ao avaliarem alterações nas atividades enzimáticas em solos agrícolas após cessadas atividades, concluíram que as atividades de hidrolases, ureases, como proteases, fosfatasas e β -glicosidasas eram reestabelecidas após a suspensão da atividade agrícola, o que indica o efeito negativo das práticas culturais.

Acredita-se que, em sistemas agrícolas nos quais a fertilidade do solo esteja fortemente relacionada à ciclagem da matéria orgânica, exista uma estreita relação entre as atividades enzimáticas e a fertilidade (TABATABAI, 1994). Solos em que o sistema de manejo objetiva promover sua qualidade (adubação orgânica, plantio direto, rotação de culturas, etc.) devem exibir maior atividade biológica (BANDICK; DICK et al., 1999).

Nesse contexto, Paula et al. (2006), trabalhando em área cultivada com café, no Estado de Minas Gerais, verificaram que o solo com adubação orgânica exibiu atividade enzimática superior ao solo sob sistema de manejo convencional. Bicalho (2010) verificou maiores taxas de mineralização de carbono sob sistema de plantio direto, observando maior atividade das enzimas β -glicosidasas e urease. Evangelista et al. (2012), em solo sob cultivo de cana-de-açúcar, verificaram maior atividade da β -glicosidasas, fosfatase ácida e atividade enzimática total em sistema de produção orgânica sem revolvimento do solo, comparativamente com o sistema de queima da palhada. Balota e Chaves (2010) verificaram maiores atividades de urease, arilsulfatase e fosfatase ácida, além de maiores taxas de mineralização de carbono e nitrogênio, quando utilizaram urease como adubação verde, na entrelinha do cultivo de cafeeiros.

Os coloides do solo detêm a capacidade de estabilizar as enzimas extracelulares e, deste modo, manter sua atividade durante longos períodos de tempo (BURNS, 1982; NANNIPIERI; SEQUI; FUSI, 1996). Busto e Perez-Mateos (1995) separaram os componentes

húmicos do solo e verificaram que este extrato continha cerca de 50% da atividade total da β -glicosidase do solo. Diversos outros autores evidenciaram que inúmeras enzimas extracelulares, como β -glicosidases, fosfatases e ureases podem ser complexadas e estabilizadas pela matéria orgânica e pela argila do solo (BUSTO; PEREZ-MATEOS, 2000; RAO; VIOLANTE; GIANFREDI, 2000; KNIGHT; DICK, 2004). Esta complexação das enzimas nos coloides do solo fornece proteção contra a degradação por enzimas proteolíticas. Diante disto, solos com superiores concentrações de matéria orgânica e argila tendem a exibir maior atividade enzimática (SILVEIRA, 2007).

A temperatura também influencia fortemente a atividade microbiológica edáfica e, desta forma, as atividades enzimáticas. Exerce função essencial no controle dos ciclos biogeoquímicos do solo, com implicações sobre o conteúdo de carbono dissolvido, sobre as emissões de dióxido de carbono e metano e sobre a disponibilidade de nutrientes (KOERSELMAN et al., 1993).

Bergstrom et al. (1998) verificaram que grande parte das enzimas edáficas apresentam um padrão variável de atividade ao longo do ano, decorrente das condições climáticas e de seus respectivos impactos sobre a atividade biológica do solo. Essas diferenças, que acontecem no decorrer do ano, afetam diferentemente cada enzima (SILVEIRA, 2007). A ação da fosfatase ácida, por exemplo, é comprometida por alterações microclimáticas e propriedades químicas do solo, em contrapartida, enzimas que reduzem a lignocelulose, como as glicosidases e fenol oxidases, são reguladas pela concentração de substrato, que também é limitada à sazonalidade (SINSABAUGH et al., 1993).

Alterações na estrutura física nos solos também são responsáveis por modificar o micro-habitat dos microrganismos, reduzindo a eficácia do seu potencial na ciclagem de nutrientes. Implicações biológicas da compactação do solo compreendem a redução do crescimento radicular vegetal e de suas atividades microbianas, diminuindo a biodisponibilidade de nutrientes, em consequência da alteração das taxas de mineralização (GOMEZ et al., 2002). A atividade microbiana, representada pelas enzimas do solo, é extremamente sensível a bruscas variações ambientais (BERGSTROM et al., 1998). Jordan et al. (2003) afirmam que a compactação do solo restringe as atividades da desidrogenase, fosfatase e amilase. Em seu estudo, Pupin et al. (2009) verificaram redução significativa das atividades das enzimas desidrogenase e fosfatase ácida em solo compactado.

A seleção das enzimas a serem avaliadas para mensurar a qualidade do solo baseia-se na sua sensibilidade ao manejo do solo, na decomposição da matéria orgânica e na operacionalidade da análise. As enzimas mais frequentemente avaliadas são as hidrolases relacionadas aos ciclos dos principais nutrientes do solo como carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre. Além das hidrolases, a microbiota edáfica também sintetiza lipases, proteases e estereases, enzimas não específicas, envolvidas na decomposição de variados resíduos

orgânicos (SILVEIRA, 2007). As atividades das enzimas fosfatases, fitases, ureases, proteases, β -glicosidase e desidrogenase têm sido reportadas como importantes indicadores biológicos, juntamente com outros indicadores de qualidade de solo (QUILCHANO; MARANON, 2002; LANNA et al., 2010; LONGO; RIBEIRO; MELO, 2011; SOUZA; REBELLO; ASCHERI, 2011).

Não obstante as enzimas caracterizarem indicadores sensíveis para estimação da qualidade do solo, é necessário relacioná-las, cautelosamente, com as variações climáticas e do solo para que estas avaliações sejam eficazes (SILVEIRA, 2007).

3.3.1 Processos enzimáticos de mineralização de carbono no solo

A oferta de matéria orgânica ao solo em condições de equilíbrio estimula a microbiota, devido à concentração de carbono oxidável e aumenta o consumo de nutrientes pelos microrganismos decompositores. Quando o material adicionado possui elevada relação carbono/nitrogênio (superior a 30) o nitrogênio pode ser esgotado em função da grande demanda pelos microrganismos acarretando a imobilização do nitrogênio do solo. Contudo, se a relação carbono/nitrogênio da matéria orgânica adicionada é reduzida (inferior a 20) o nutriente mineralizado, então, é liberado. Quando a relação carbono/nitrogênio encontra-se na faixa entre 20 e 30, tem-se um equilíbrio entre mineralização e imobilização (LEITE; ARAÚJO, 2007).

A degradação da matéria orgânica depende da atividade da macrofauna do solo, responsável pela quebra grosseira do material orgânico, e da microbiota (bactérias, fungos e microfauna) que coloniza e degrada a matéria orgânica (DA CAS, 2009). A decomposição é definida pela quebra da matéria orgânica particulada, comumente na forma de polímeros, em substâncias solúveis que são absorvidas pelos microrganismos (SYLVIA et al., 1998). É um procedimento catalítico complexo que abrange a atuação das enzimas que produzem monômeros específicos, em decorrência da composição do substrato atacado (DA CAS, 2009).

A capacidade de decomposição de um resíduo está ligada à sua composição por diferentes substratos ou componentes químicos. Esses resíduos podem ser classificados pela assimilabilidade pela microbiota e persistência no solo, desta forma, são prontamente assimiláveis e não persistentes (ácidos orgânicos e ácidos graxos, glicose, celulose e hemicelulose), prontamente a moderadamente assimiláveis e não persistentes a moderadamente persistentes (lipídeos, peptídeos, amido e proteínas não queratinizadas) ou de lenta assimilação e persistentes a muito persistentes (cutina, lignina, celulose microfibrilar, suberina, ceras e hidrocarbonetos oleosos (DA CAS, 2009). A fração do resíduo que contém substratos prontamente decomponíveis, rapidamente se transforma em dióxido de carbono e

biomassa. Posteriormente são transformados os compostos químicos mais resistentes e a própria fração da nova biomassa morta (LEITE; ARAÚJO, 2007).

De forma geral, a decomposição é beneficiada pela composição bioquímica da matéria orgânica com reduzida concentração de lignina ou compostos fenólicos, alta concentração de compostos solúveis de nitrogênio, partículas de tamanho pequeno com baixa relação carbono/nitrogênio, pelas condições físicas e químicas do solo que favoreçam a atividade biológica, especialmente a temperatura entre 30 e 35 °C e a umidade próxima à capacidade de campo e, sobretudo, pela ausência de compostos tóxicos no resíduo ou solo, os quais podem impedir a atividade dos organismos heterotróficos decompositores (DA CAS, 2009).

Boeira e Ligo (2007) avaliaram a mineralização da matéria orgânica do solo com a incorporação de doses de dois lodos de esgoto e verificaram tendência de aumento da evolução de dióxido de carbono com o aumento das doses de lodo, não sendo proporcionais às doses aplicadas, evidenciando que nas doses maiores houve menor taxa de decomposição, com relativo acúmulo de carbono orgânico no solo. Wong et al. (1998), trabalhando com lodo da digestão anaeróbia, observaram que a mineralização aparente do carbono foi influenciada pela taxa de aplicação, sendo inversamente proporcional às doses aplicadas.

No sistema convencional de preparo do solo, existem fatores que favorecem a degradação da matéria orgânica, em consequência do revolvimento e do aumento da aeração do solo (D'ANDRÉA et al., 2004). O desempenho da fração biológica de um mesmo solo pode variar de acordo com a forma de preparo, manejo da palhada e adubação nitrogenada, resultando em diferenças velocidades de decomposição (MARQUES et al., 2000; TORRES et al., 2005).

Estudos em escala laboratorial evidenciam que com a incorporação da palhada ao solo, a adição de fertilizante nitrogenado aumenta a emissão de dióxido de carbono, quando o nitrogênio é limitante para a demanda dos microrganismos, em relação à concentração de carbono orgânico prontamente mineralizável (RECOUS; AITA; MARY, 1999). Esse fato frequentemente ocorre na fase inicial da degradação da palhada, com elevada relação carbono/nitrogênio e com alta concentração de matéria orgânica prontamente mineralizável (RECOUS et al., 1995; MARQUES et al., 2000).

As glicosidases são enzimas sintetizadas por vegetais, animais e microrganismos e catalisam a hidrólise de maltose e celobiose e seus produtos, são fontes importantes de energia para os microrganismos do solo (BICALHO, 2010). De acordo com Eivazi e Tabatabai (1988), a atividade da β -glicosidase tem correlação expressiva com os componentes orgânicos do solo e age tanto na hidrólise da celobiose, etapa final da decomposição da celulose, como também de oligossacarídeos, liberando glicose que atua como fonte de energia para os microrganismos.

Passos et al. (2008) observaram incremento na atividade desta enzima, quando adicionaram cama de aviário como agente para biofumigação. Segundo Angers et al. (1993) e Deng e Tabatabai (1997), ao mensurar a β -glicosidase em estudos relacionando a cobertura do solo com a atividade da enzima β -glicosidase, observaram que a sua atividade está intimamente relacionada com a qualidade da palhada. Alcântara et al. (2011) verificaram que o sistema de uso e o manejo do solo influenciaram significativamente a atividade da enzima β -glicosidase; os maiores valores foram observados em sistemas com maior número de espécies vegetais. Nesse contexto, Miller e Dick (1995) e Knight e Dick (2004) consideram esta enzima como um indicador bastante sensível aos efeitos das práticas de manejo solo.

A matéria orgânica, além de influenciar diretamente na atividade da β -glicosidase no solo, por fornecer substrato para a sua ação, também, protege e mantém as enzimas do solo (DENG; TABATABAI, 1997; TURNER et al., 2002). A desidrogenase é outra enzima que tem sido reportada como importante indicadora do efeito desses fatores na atividade microbiológica do solo (RAO; VIOLANTE; GIANFREDA, 2000; QUILCHANO; MARANÓN, 2002). Essa enzima está ligada à atividade metabólica intracelular e reflete o crescimento e respiração microbianos (TAN et al., 2008).

Childs (2007) e Fernandez et al. (2009) verificaram a significativa sensibilidade da enzima desidrogenase sob a aplicação de herbicidas. Buzinaro, Barbosa e Nahas (2009) relataram aumento na atividade dessa enzima quando utilizaram adubação verde em pomar de laranja.

Na Indonésia, Gunadi, Verhoef e Bedaux (1998) observaram que a atividade da desidrogenase em solo cultivado com *Pinus* sp. correlacionava-se positivamente com a umidade e negativamente com a concentração de carbono no solo. Faber et al. (1992) verificaram que a desidrogenase, mensurada por 15 semanas, variou com o aumento da umidade inicial e o substrato reduziu no estágio final da sua avaliação. Desta forma, o aumento da atividade da desidrogenase nas diferentes estações do ano tem sido relacionado ao aumento no teor de umidade do solo e ao crescimento microbiano (QUILCHANO; MARANÓN, 2002; RALTE et al., 2005). Em contrapartida, Rigobelo e Nahas (2004) e Gréggio e Nahas (2007) não verificaram variação significativa da atividade da desidrogenase, quando compararam solo de floresta com cerradão, mesmo com uma imensa variação no teor de umidade.

3.3.2 Processos enzimáticos de mineralização de nitrogênio no solo

No sistema de plantio direto, um dos fatores que merece atenção é a decomposição da palhada, já que também é fonte de nutrientes minerais, indispensáveis ao crescimento e desenvolvimento das culturas. Nesse contexto o nitrogênio recebe grande destaque, visto que

é o mais requerido pelos sistemas vegetais e um dos nutrientes com dinâmica mais complexa no sistema (D'ANDREA et al., 2004).

Levando-se em consideração o sistema solo-planta-atmosfera, a concentração mais expressiva de nitrogênio é derivada da atmosfera, além do que, de todos os nutrientes que circulam nesse sistema, é o que passa por mais transformações bioquímicas no solo. Ademais, graças ao elevado dinamismo do nitrogênio no ambiente, está sujeito a perdas, que podem alcançar índices superiores a 80%. Essas perdas no solo são decorrentes, principalmente, da remoção pelas culturas, imobilização biológica, volatilização, lixiviação e erosão do solo (LARA CABEZAS; KORNDORFER; MOTTA, 1997).

A adubação nitrogenada é uma prática que ainda necessita de aperfeiçoamento, dada complexidade e a velocidade das transformações do nutriente no solo. O desejável seria que a dose de nitrogênio aplicada correspondesse exatamente à demandada pelas culturas, a fim de evitar a contaminação dos corpos hídricos por nitrito ou da atmosfera por óxido nítrico, um dos principais responsáveis pelo efeito estufa. Para tanto, se faz necessário o conhecimento da dinâmica do nitrogênio no solo e de métodos analíticos capazes de determinar, de forma prática e econômica, antecipadamente, a concentração de nitrogênio necessária a aplicar ao solo e em que momento isto deveria ser praticado (SILVA; MELO, 2004).

Silva e Melo (2004) afirmam que os métodos químicos que avaliam a disponibilidade de nitrogênio no solo são úteis, simples e rápidos. Sendo assim, os métodos biológicos podem ser usados de forma complementar, para analisar a coerência dos métodos químicos.

A maior parte do nitrogênio no solo apresenta-se nas formas orgânicas, praticamente indisponível para os vegetais. A primeira etapa na mineralização do nitrogênio proteico no solo envolve sua hidrólise, catalisada por enzimas denominadas proteases (SILVA; MELO, 2004). A ação dessas enzimas resulta em mistura de aminoácidos (BURNS, 1982) que são, em seguida, desaminados pelas ureases, com a produção de nitrogênio amoniacal, podendo este, ser absorvido pelos sistemas radiculares das plantas ou, ainda, nitrificado (SILVA; MELO, 2004).

Diversos autores têm observado correlações entre a atividade de proteases no solo e as concentrações de nitrogênio mineral (SUTTNER; ALEF, 1988; BADALUCCO; KUIKMAN; NANNIPIERI, 1997). Todavia, essas correlações devem ser interpretadas com cuidado, visto que podem modificar com as variações climáticas, manejo do solo e cultura implantada (HAYNES; SWIFT, 1988). Assim, as proteases merecem destaque pela suscetibilidade às alterações ambientais.

Crecchio et al. (2004) e Alves et al. (2010) verificaram redução da atividade da protease em solo fertilizado com biossólido proveniente de estação de tratamento de esgoto e a correlacionaram à presença de metais pesados, indicando a sensibilidade da enzima.

Visto que grande parte do nitrogênio no solo se apresenta na forma orgânica, inúmeras hidrolases amídicas estão envolvidas na hidrólise do nitrogênio orgânico adicionado ou nativo

dos solos (LANNA et al., 2010). Dentre essas enzimas, destacam-se a L-asparaginase, L-glutaminase, a amidase e a urease. A urease é a enzima responsável por catalisar a hidrólise de ureia a dióxido de carbono e nitrito, encontra-se amplamente distribuída no meio ambiente (KANDELER et al., 1999). É uma enzima extracelular sintetizada por bactérias, actinomicetos, fungos do solo e, também, originada de restos vegetais. Sua atividade ótima ocorre entre pH 8,5 e 9,0. Os valores de Km aparente (constante de dissociação) para ureia encontram-se entre 1,1 a 3,4 mmol L⁻¹ (TABATABAI; BREMNER, 1972).

O tempo que decorre na hidrólise da ureia depende diretamente da cultura instalada e da quantidade aplicada. A amplitude do efeito da matéria orgânica na atividade da urease está intimamente relacionada à sua disponibilidade como fonte energética e facilidade de degradação da matéria orgânica pelos microrganismos (TABATABAI; BREMNER, 1972). Situação que levou Lisboa et al. (2012) a compararem o sistema de plantio direto com o sistema e manejo convencional do solo, constatando maior atividade da urease no primeiro, valores que se aproximaram aos obtidos em solo de campo nativo.

A avaliação da atividade de urease no solo é capaz de indicar o potencial do solo em transformar nitrogênio orgânico em mineral (LANNA et al., 2010). O destino da amônia, resultado da hidrólise da ureia, vai depender das condições ambientais, podendo o nitrogênio ser absorvido pelas plantas, imobilizado pela biomassa microbiana, adsorvido nos coloides do solo ou oxidado a nitrato, dando início ao processo de nitrificação (VICTORIA et al., 1992).

3.3.3 Processos enzimáticos de mineralização de fósforo no solo

O fósforo exerce função fundamental no crescimento e desenvolvimento das plantas, pois participa de importantes funções fisiológicas básicas. É um dos nutrientes mais limitantes para o desenvolvimento vegetal, embora ocorra em abundância no solo, tanto na forma orgânica quanto inorgânica, a carência desse elemento nos sistemas vegetais se deve ao fato de seus íons serem altamente reativos com os diversos constituintes do solo e às plantas por absorverem este nutriente quase que exclusivamente na forma de ânions de fosfato (HINSINGER, 2001). Sabe-se que entre 75-90% da adubação fosfatada aplicadas ao solo instantaneamente são indisponibilizadas para a absorção pelos sistemas radiculares, devido à sua imediata ligação aos coloides do solo (SILVA et al., 2012).

Da concentração total de fósforo no solo, apenas uma quantidade reduzida, entre 0,1 e 10 µM está disponível na fase líquida (RAGHOTHAMA, 1999). Para tenham desenvolvimento normal, os vegetais precisam de, no mínimo, entre 5 e 60 µM de fósforo (FÖHSE; CLAASSEN; JUNGK, 1988). Silva et al. (2012) afirmam que cerca de 5,7 bilhões de hectares em todo o mundo não possuam concentrações suficientes de fósforo para sustentar um cultivo agrícola. Para sanar o problema da deficiência de fósforo em solos e manter o

rendimento agrícola, mais de 190 mil de toneladas/ano de fertilizantes fosfatados são adicionadas aos solos no mundo inteiro (IFA, 2013). De acordo com o atual consumo de fertilizantes fosfatados, acredita-se que as fontes de fósforo mineral venham a esgotar em, aproximadamente, 90 anos (GÜSEWELL, 2004). Além disso, o uso excessivo de adubação fosfatada acarreta acúmulo de fósforo nos solos, o que é potencialmente poluente e tem causado severos prejuízos ao meio ambiente. A percolação e o deslocamento superficial excessivo de fósforo acarretam eutrofização e, portanto, degradação de ecossistemas, principalmente os aquáticos (MILLER et al., 2001).

Pesquisas que visam descobrir formas de aumentar as concentrações de fósforo disponível para os sistemas vegetais, através de processos microbiológicos, são realizadas desde o início do século 20 e se intensificaram a partir da década de 1950. Esses estudos se concentram, principalmente, em países em desenvolvimento que não possuem reservas suficientes de rochas fosfatadas para a produção do adubo comercial (MENDES; REIS JÚNIOR, 2003).

A microbiota edáfica desempenha função essencial no ciclo biogeoquímico do fósforo e na sua disponibilidade para os vegetais, por meio do fluxo de fósforo pela biomassa microbiana, a solubilização do fósforo inorgânico, a mineralização do fósforo orgânico e a relação entre plantas e fungos micorrízicos (PAUL, 2007). A liberação do fósforo imobilizado na biomassa microbiana pode ocorrer pelo rompimento das células bacterianas, ocasionado por alterações climáticas e de manejo de solo, e, também, pelas interações com a microfauna que, ao se alimentar de microrganismos, desprende inúmeros nutrientes no solo (BUCHANAN; KING, 1992). O fósforo existente na biomassa serve, assim, como uma proteção desse nutriente, reduzindo sua fixação por longos períodos nos minerais do solo e elevando a eficiência da fertilização fosfatada pela imobilização de parte do fósforo do fertilizante na biomassa (PAUL, 2007). Dessa forma, a concentração e o fluxo de fósforo por meio da biomassa microbiana desempenham função fundamental como fonte de fósforo, podendo chegar a valores equivalentes ou até superiores à necessidade requerida pelas plantas (SINGH et al., 1989).

O fósforo imobilizado na biomassa do solo se constitui num reservatório lábil desse nutriente e a microbiota do solo desempenha papel fundamental nos processos de mineralização e solubilização desse elemento. Contudo, apesar da ocorrência de inúmeras espécies de microrganismos capazes de mineralizar/solubilizar o fósforo no solo, geralmente, seus números não são suficientes para competir com outros organismos presentes na rizosfera e, desta forma, o fósforo liberado por estes acaba por não ser suficiente para suprir às necessidades nutricionais das culturas (MENDES; REIS JÚNIOR, 2003).

A microbiota edáfica dos solos está relacionada à decomposição/degradação enzimática de resíduos orgânicos, que resulta na liberação de nutrientes minerais, prontamente disponíveis para a nutrição vegetal (EVANGELISTA et al., 2012). O fósforo

orgânico constitui cerca 80% do total de fósforo presente nos solos, sendo que, aproximadamente, 50% estão na forma de fitato (SOUZA et al., 2010). O fitato parece ser aproveitado apenas marginalmente pelos vegetais (RICHARDSON et al., 2000).

Alguns microrganismos presentes nos solos detêm importante função no ciclo do fósforo, sendo responsáveis pela hidrólise de compostos orgânicos fosfatados para a forma inorgânica, tornando-o disponível para as culturas. Esses processos são mediados por enzimas fosfatases (ROCHA et al., 2011). As fosfatases são enzimas amplamente distribuídas na natureza e têm a função de hidrolisar uma série de ésteres fosfatos e podem ser classificadas como ácidas ou alcalinas (SOUZA et al., 2010). De acordo com Tabatabai (1994), os microrganismos e as plantas sintetizam as fosfatases ácidas, em contrapartida, as alcalinas são produzidas apenas pela microbiota. A microbiota edáfica é a fonte mais significativa de fosfatases no solo, devido à sua grande biomassa, elevada atividade metabólica e reduzido tempo de vida, com diversas gerações por ano, permitindo a síntese e liberação de grandes concentrações de enzimas extracelulares em comparação com os vegetais (TABATABAI, 1994).

A contribuição de fosfatases, em especial as fitases, provenientes de raízes ou de microrganismos do solo, para a nutrição de plantas, eram pouco estudadas em solos tropicais (SOUZA et al., 2011). Um aumento da atividade de fosfatases em resposta à deficiência de fósforo inorgânico e a ocorrência de atividade elevada na rizosfera, comparado com o solo livre de raízes, são considerados como evidências do envolvimento destas enzimas na nutrição de plantas (LI et al., 1997). Lisboa et al. (2012) verificaram em seu estudo incremento na atividade da fosfatase ácida sob sistema de plantio direto, quando comparado ao sistema convencional.

A fitase ou mioinositol-hexafosfato fosfohidro é uma fosfatase fitato-específica que catalisa a hidrólise do ácido fítico ou mio-inositol hexafosfato formando inositol e fosfatos inorgânicos (SOUZA et al., 2010). A atividade da fitase é expressa como sendo a quantidade de enzima capaz de hidrolisar 1 micromol de fosfato inorgânico por minuto, proveniente de 1,5mM em pH 5,5 e temperatura de 37 °C, expresso em unidades de fitase, PU ou FTU Kg⁻¹ (YI et al., 1996).

Recentemente, essas enzimas hidrolíticas têm sido largamente utilizadas em estudos de avaliação da qualidade do solo, devido à elevada sensibilidade a perturbações no solo, custo relativamente baixo das análises, rapidez e simplicidade com que são executadas (MATSUOKA et al., 2003).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localidade

O experimento foi conduzido no Instituto Superior de Agronomia, da Universidade de Lisboa, Portugal, localizado a 38° 42' 28" N de latitude e 9° 11' 2" W de longitude e uma altitude de 200 m acima do nível do mar. A classificação climática estabelecida por Köppen é Csa, com temperatura média anual de 16,5° C e 700 mm de precipitação. As médias diárias de temperatura e umidade relativa do ar, durante o período experimental, foram cedidas pelo Instituto Nacional de Meteorologia de uma estação de Lisboa (IPMA; Figura 1).

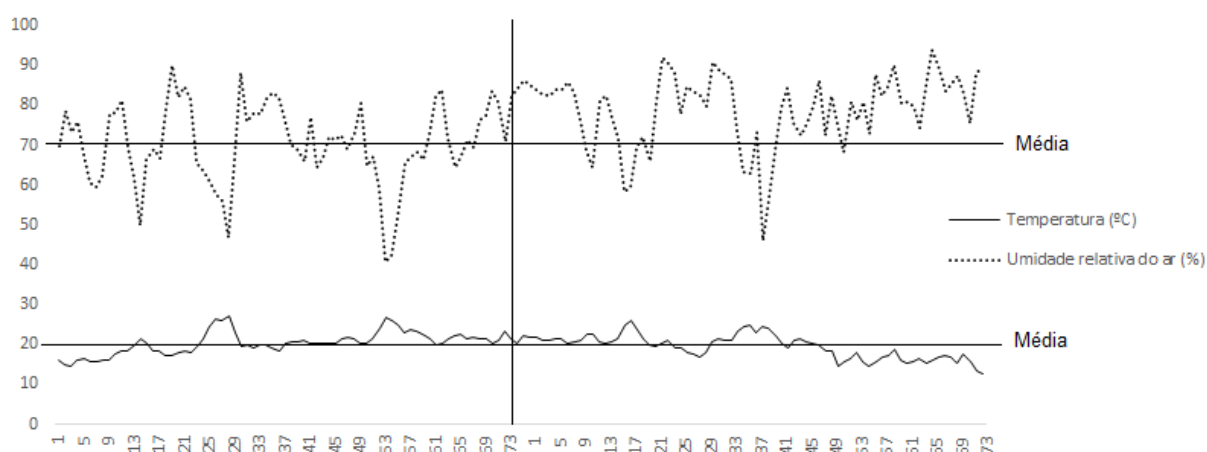


Figura 1 Temperatura e umidade relativa do ar, durante o período experimental (IPMA).

O solo da região caracteriza-se por um Vertissolo háplico, composto por argila expansiva (FAO, 2014).

4.2 Tratamentos

O experimento foi conduzido com três repetições, em delineamento inteiramente casualizado em esquema de parcelas subdivididas no tempo. Os tratamentos consistiram de duas doses de água residuária de suinocultura (ARS) bruta: 0,2 e 0,3 L, combinadas ou não com aplicações de tetraciclina (TC), clortetraciclina (CTC) e doxiciclina (DC). As concentrações dos antibióticos testadas no experimento foram determinadas com base em valores encontrados por Zilles et al. (2005), Jindal e al. (2006) e Zhou et al. (2009), em ARS.

O tratamento controle consistiu de água deionizada. No controle, para efeito de antibióticos, utilizou-se de água deionizada como um substituto para ARS, juntamente com as mesmas doses de antibióticos calculadas (Tabela 1). Nas parcelas que receberam apenas 0,2 L de tratamento, a quantidade de solução foi completada para 0,3 L com água deionizada, para que fossem mantidas iguais condições de umidade para todos os tratamentos.

Tabela 1 Descrição dos tratamentos

Tratamento	Antibióticos (µg)			Dose de ARS (L)	1º Período (g)			2º Período (g)		
	TC	CTC	DC		P	N	MO	P	N	MO
BC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A1	7	8	3	0	0	0	0	0	0	0
A2	11	12	5	0	0	0	0	0	0	0
ARS1	0	0	0	0,2	0,2	0,4	3,7	0,2	0,5	4,2
ARS1A	7	8	3	0,2	0,2	0,4	3,7	0,2	0,5	4,2
ARS2	0	0	0	0,3	0,3	0,6	5,6	0,3	0,7	6,3
ARS2A	11	12	5	0,3	0,3	0,6	5,6	0,3	0,7	6,3

Notas: P: fósforo total aplicado via ARS; N: nitrogênio total aplicado via ARS; MO: matéria orgânica total aplicado via ARS.

4.3 Condução do experimento

O experimento deu-se em duas etapas, uma durante o verão, entre 19 de maio e 31 de julho; a outra ocorreu durante o outono, entre 15 de setembro e 27 de novembro de 2014. Dessa forma, a atividade enzimática foi testada sob temperaturas mais elevadas e, também, temperaturas mais baixas, afim de obter dados mais consistentes da atividade enzimática frente à amplitude térmica local. Para tanto, os mesmos tratamentos foram aplicados duas vezes ao mesmo solo.

As unidades experimentais tinham 0,17 m de diâmetro superior, 0,14 m de diâmetro inferior, 0,12 m de altura e foram preenchidas com 2 kg de solo coletado localmente. Antes da instalação do experimento, o solo foi seco ao ar, tamisado e apenas a fração inferior a 2 mm foi utilizada. Os tratamentos foram aplicados diretamente sobre a superfície do solo. Amostras de 10 gramas de solo foram coletadas das parcelas experimentais, superficialmente, com o auxílio de uma espátula, aos 2, 4, 8, 15, 30, 45 e 75 dias após a aplicação dos tratamentos, em ambos os períodos.

O ensaio foi conduzido em local fechado para controle da umidade do solo, que foi mantida em 60% da capacidade de retenção de água no solo. Para tanto, os vasos eram pesados diariamente, então era descontado o peso de amostra coletada e calculada a quantidade de água deionizada a ser aplicada, para que fosse mantido peso constante.

4.4 Parâmetros experimentais

A ARS utilizada foi coletada em esterqueira em uma unidade de produtora de suínos em fase de terminação (Tabela 2).

Tabela 2 Caracterização da água residuária de suinocultura

Parâmetro	1º período	2º período
pH (CaCl ₂)	7,97	7,41
CE (mS Cm ⁻¹)	19,22	15,44
MO (g L ⁻¹)	18,52	20,94
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	27,25	26,54
NTK (g L ⁻¹)	2,13	2,39
N-NH ₄ ⁺ (g L ⁻¹)	1,86	1,75
PT (g L ⁻¹)	0,98	0,88
K ⁺ (g L ⁻¹)	75,35	83,07
Ca ²⁺ (g L ⁻¹)	33,39	28,94
Mg ²⁺ (g L ⁻¹)	11,14	17,84
Na ⁺ (g L ⁻¹)	32,51	45,85
Fe ²⁺ (g L ⁻¹)	2,50	5,00
Cu ²⁺ (mg L ⁻¹)	335,86	171,96
Zn ²⁺ (mg L ⁻¹)	979,90	856,97
Mn ²⁺ (mg L ⁻¹)	284,87	162,75
ST (g L ⁻¹)	8,85	11,20
STD (g L ⁻¹)	2,00	7,10
STS (g L ⁻¹)	6,85	4,10
STV (g L ⁻¹)	4,51	11,56

Notas: CE: condutividade elétrica, MO: matéria orgânica, DQO: demanda química de oxigênio, NTK: nitrogênio total de Kjeldahl, N-NH₄: nitrogênio amoniacal, PT: fósforo total, PD: fósforo disponível, ST: sólidos totais, STD: sólidos totais dissolvidos, STS: sólidos totais suspensos, STV: sólidos totais voláteis.

Efetuuou-se a caracterização química e enzimática inicial do solo, de acordo com os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), matéria orgânica (MO) por calcinação; nitrogênio total (NTK) e fósforo total (PT) por Kjeldahl, nitrato (NO₃) e nitrogênio amoniacal (N-NH₄) por KCl, com leitura em autoanalisador de fluxo segmentado; fósforo disponível (PD), K, Ca, Mg, Na, Fe, Cu, Zn e Mn por calcinação e digestão ácida.

Tabela 3 Caracterização inicial do solo

Parâmetro	Concentração	Parâmetro	Concentração
pH (CaCl ₂)	8,04	K (g Kg ⁻¹)	2,84
CE (μS Cm ⁻¹)	231,3	Ca (g Kg ⁻¹)	41,47
MO (g Kg ⁻¹)	22,44	Mg (g Kg ⁻¹)	12,11
NTK (g Kg ⁻¹)	1,65	Na (g Kg ⁻¹)	1,05
N-NH ₄ (mg Kg ⁻¹)	21,81	Fe (g Kg ⁻¹)	135,76
NO ₃ (mg Kg ⁻¹)	26,39	Cu (mg Kg ⁻¹)	38,04
PT (g Kg ⁻¹)	2,88	Zn (mg Kg ⁻¹)	172,21
PD (g Kg ⁻¹)	1,17	Mn (g Kg ⁻¹)	1,43

No final de cada período, a caracterização físico-química do solo também foi realizada de acordo com os mesmos parâmetros iniciais do solo.

Após cada coleta, procedeu-se imediatamente a análise da atividade da enzima desidrogenase, de acordo com metodologia adaptada de Casida Jr. (1977), que consiste da liberação de trifenilformazam após 16 horas de incubação a 25° C, com a adição do substrato cloreto de 2,3,5 trifeniltetrazolio.

Para as demais enzimas, as amostras de solo foram conservadas em sacos plásticos sob refrigeração a 1°C, para posterior análise. Para determinação de β -glicosidase, procedeu-se de acordo com a metodologia proposta por Alef e Nannipieri (1995), que consiste na liberação de *p*-nitrofenol após 1 hora de incubação a 37° C, com a adição de *p*-nitrofenil- β -D-glucopiranosideo como substrato. A determinação da fosfatase ácida consistiu da liberação de *p*-nitrofenol liberados após 1 hora de incubação a 37° C, com a adição do substrato *p*-nitrofenilfosfato (ALEF; NANNIPIERI, 1995). A quantificação da atividade de urease consiste na liberação de nitrogênio amoniacal após incubação, por 2 horas a 37° C, com ureia como substrato (ALEF, NANNIPIERI, 1995).

4.5 Análise dos dados

Todos os dados foram analisados estatisticamente, após verificação da normalidade e homocedasticidade dos dados e realizada a transformação por Box-Cox quando necessário.

Análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey a 5% de significância foram realizados com o objetivo de verificar o efeito da ARS e dos antibióticos sobre a atividade enzimática.

A análise longitudinal (VERBEKE; MOLENBERGHS, 2009) foi usada afim de avaliar o efeito do fator tempo em cada enzima, por tratamento.

A análise de correspondência canônica (CCA) (TER BRAAK, 1986) foi empregada para inferir sobre as influências de variáveis físico-químicas do solo na atividade enzimática. Em caso de estruturação e correlação das variáveis físico-químicas do solo com a atividade enzimática, ambas significativamente superiores às esperadas ao acaso pelo teste de Monte Carlo, com 999 randomizações ($p < 0,05$), procedeu-se a elaboração da ordenação da CCA e inferiu-se a influência de cada variável física e química do solo através do coeficiente de correlação canônico.

Visando avaliar se houve efeito dos antibióticos na biodisponibilidade dos nutrientes no solo, aplicou-se ANOVA e o teste de Tukey a 5% de significância sobre os parâmetros físico-químicos ao final dos dois períodos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O teste de Tukey, a 5% de significância (Tabelas 4a e 4b), identificou detalhadamente o efeito inibitório das tetraciclinas, sobretudo nos tratamentos que receberam doses de ARS em ambos os períodos experimentais. No primeiro período experimental, na dose de 0,2 L, é evidente a redução da atividade da desidrogenase (DEH) (Tabela 4a), na presença das tetraciclinas aos 4 e 8 dias, em que se verificou diferença estatística. Os tratamentos que receberam 0,3 L de ARS só apresentaram diferença significativa aos 15 dias (Tabela 4a).

Tabela 4 Teste de comparação de médias para atividade de desidrogenase no primeiro (a) e segundo (b) períodos experimentais

a) 1º período							
Tempo (dias)							
Tratamento	2	4	8	15	30	45	75
BC	21,5 cA	18,4 dA	12,3 dBC	12,8 cBC	14,4 cB	11,3 cCD	9,8 cD
A1	20,2 cA	15,1 dB	10,4 dC	11,5 cC	14,9 cB	9,9 cCD	7,9 cD
A2	17,2 cA	15,3 dA	11,6 dBC	11,9 cBC	14,0 cAB	10,8 cCD	8,7 cD
ARS1	223,0 abB	337,0 bA	128,0 bC	84,3 abD	64,4 bE	50,5 abF	23,1 bG
ARS1A	180,0 bB	253,0 cA	99,8 cC	82,0 bC	64,7 bD	42,0 bE	20,7 bF
ARS2	260,7 aB	523,0 aA	190,0 aC	106,0 aD	93,2 aD	54,6 aE	38,2 aF
ARS2A	279,7 aB	452,0aA	152,0 abC	79,9 bD	83,6 aD	44,1 abE	30,7 aF
p-valor	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*
CV%	80,2	89,9	83,0	71,4	66,2	60,4	57,1

b) 2º período							
Tempo (dias)							
Tratamento	2	4	8	15	30	45	75
BC	15,9dBC	12,7dCD	32,6dA	13,8 dBC	10,3 cC	18,1 cB	10,2 dD
A1	11,9eC	11,1dC	27,3dA	11,4 dC	9,7 cdCD	16,3 cB	8,5 dD
A2	12,6deC	12,2dC	28,5dA	12,9 dBC	7,8 dD	16,7 cB	9,1 dD
ARS1	97,7bA	80,6bA	85,5cA	52,5 bcB	34,8 abC	41,2 bBC	23,4 bcD
ARS1A	66,4cAB	56,2cBC	79,5cA	49,1 cCD	27,9 bE	38,3 bD	21,0 cF
ARS2	205,2aA	164,6aA	179,5aA	108,8 aB	41,1 aD	61,2 aC	39,2 aD
ARS2A	127,4bA	90,6bB	130,9bA	70,0 bB	30,3 bC	39,4 bC	30,3 abC
p-valor	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*
CV%	93,4	90,6	68,6	76,3	56,8	48,6	56,5

Notas: Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey, a 5% de significância para o fator tratamento. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si ao teste Tukey, a 5% de significância para o fator tempo.

CV: coeficiente de variação; desidrogenase expressa em $\mu\text{g TPF } 16\text{h}^{-1} \text{ g}^{-1}$ solo seco.

No segundo período experimental, os maiores valores da atividade de DEH foram registrados aos 2 e aos 8 dias (Tabela 4b), períodos com as maiores temperaturas registradas (Figura 1). Nas coletas subsequentes houve queda na atividade da enzima (Tabela 4b). Durante todas as coletas foram verificados maiores valores de DEH nos tratamentos que receberam ARS (Tabela 4b). Na primeira coleta, todos os valores de DEH foram inferiores na presença das tetraciclinas (Tabela 4b). Nos tratamentos que não receberam ARS, a atividade de DEH igualou-se a partir do dia 4. Porém, nos tratamentos que receberam ARS, a atividade

da enzima manteve-se inferior nos tratamentos que receberam tetraciclinas até os 45 após a instalação do experimento.

A atividade da enzima DEH reflete diretamente a atividade microbiana do solo por se tratar de uma enzima do metabolismo intracelular das bactérias. Desta forma, a redução da atividade microbiana pode ser verificada com a redução da atividade desta enzima (SALAZAR et al., 2011) e participarem da oxidação biológica da matéria orgânica do solo (ZHANG et al., 2010). Em ambos os períodos experimentais, os tratamentos que receberam ARS tiveram aumento da atividade de DEH (Tabela 3), devido à ativação da atividade microbiana estimulada pela matéria orgânica (THIELE-BRUHN; BECK, 2005). Ainda nos tratamentos que receberam ARS, verificou-se redução natural da atividade enzimática ao longo do tempo, caracterizada pelo consumo gradual do substrato. Redução significativa da atividade de DEH foi observada, ao longo do tempo, nos tratamentos que receberam tetraciclinas (Figuras 2 e 3), justificada pela toxicidade que o antibiótico exerceu sobre a microbiota do solo. Resultados semelhantes foram alcançados por Fründ et al. (2000) que observaram efeito inibidor da CTC sobre o crescimento de micro-organismos no solo. Akimenko, Kazeev e Kolesnikov (2015) também constataram sensibilidade de DEH na presença dos antibióticos benzilpenicilina, farmacina e nistadina no solo. Resultados semelhantes foram encontrados por Wei et al. (2009), que afirmaram que a presença de TC em solo inibiu a atividade de DEH. A inibição das tetraciclinas na atividade de DEH foi evidente apenas nos tratamentos que receberam ARS, evidenciando a dependência da ativação da atividade microbiana por meio de um substrato para se chegar a resultados satisfatórios (THIELE-BRUHN; BECK, 2005).

A adição de tetraciclinas ao solo apresentou efeito inibitório sobre a atividade de β -glicosidase (GLU) no solo (Tabelas 5a e 5b). Os tratamentos A1 e A2 apresentaram valores menores que o tratamento BC, aos 15 e 30 dias, no primeiro período experimental (Tabela 5a). No tratamento ARS2A, a atividade de GLU foi suprimida, sendo observada aos 4, 8, 15 e 30 dias (Tabela 5a). Os tratamentos ARS1 e ARS1A apresentaram diferença estatística apenas aos 2, 4 e 75 dias. A atividade de GLU ao longo do tempo apresenta algumas oscilações (Tabela 5a). Esses picos de atividade enzimática são justificados pela variação das temperaturas nas datas próximas às coletas (Figura 1).

No segundo período experimental, a aplicação de ARS inicialmente não demonstrou qualquer efeito sobre a atividade de GLU, sendo observado incremento significativo na atividade apenas aos 75 dias nos tratamentos ARS1 e ARS2 (Tabela 5b). A atividade de GLU também não apresentou variação significativa ao longo do tempo (Tabela 5b). A inibição das tetraciclinas em GLU foi evidente nos tratamentos que não receberam ARS, observada em todas as coletas. Os maiores valores ocorreram no controle BC e os menores em A2 (Tabela 5b). Nos tratamentos que receberam ARS, o efeito inibitório dos antibióticos foi observado apenas a partir dos 8 dias.

Tabela 5 Teste de comparação de médias para atividade de β -glicosidase no primeiro (a) e segundo (b) períodos experimentais

a) 1º período							
Tempo (dias)							
Tratamento	2	4	8	15	30	45	75
BC	1,7 cBC	1,5 cdC	1,6 bcC	2,4 aA	2,5 aA	1,4 aC	2,0 bcdB
A1	1,5 cAB	1,3 dB	1,2 cB	1,8 bcA	1,7 cdA	1,2 aB	1,8 dA
A2	1,5 cAB	1,4 dB	1,2 cB	1,6 cAB	1,6 dAB	1,2 aB	1,9 cdA
ARS1	2,3 aBC	2,3 bB	1,9 bDE	2,0 bCD	2,3 abBC	1,5 aE	2,7 aA
ARS1A	1,6 cCD	1,9 cABC	1,5 bcCD	1,8 bcBC	2,1 bAB	1,2 aD	2,2 bcA
ARS2	2,1 abC	3,1 aA	2,3 aBC	2,5 aB	2,5 aB	1,6 aD	2,3 bBC
ARS2A	1,8 bcCD	2,5 bA	1,6 bcDE	1,9 bcCD	2,0 bcBC	1,4 aE	2,3 bAB
p-valor	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*
CV%	17,7	32,4	24,1	16,5	17,1	13,0	15,5

b) 2º período							
Tempo (dias)							
Tratamento	2	4	8	15	30	45	75
BC	2,1 abA	2,0 abA	2,0 abA	2,3 abA	1,60 abcdB	2,0 aA	2,1 bcA
A1	1,8 bcAB	1,6 bcABC	1,5 cBC	1,8 cAB	1,4 dC	1,6 abABC	1,9 cA
A2	1,7 cAB	1,3 dC	1,7 bcAB	1,7 cAB	1,4 cdBC	1,5 bBC	1,9 cA
ARS1	2,5 aAB	1,9 abcC	2,0 abBC	2,2 abBC	1,9aC	2,0 aC	2,9 aA
ARS1A	2,2 abA	1,6 cB	1,7 bcB	2,2 abA	1,5 bcdB	1,6 abB	2,2 bcA
ARS2	2,6 aA	2,1 aAB	2,4 aA	2,6 aA	1,8 abB	1,9 aB	2,4 abA
ARS2A	2,1 abAB	1,7 abcBC	1,8 bcABC	1,9 bcABC	1,8 abcABC	1,6 abC	2,2 bcA
p-valor	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*
CV%	18,5	17,5	16,7	16,4	13,1	12,7	16,2

Notas: Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey, a 5% de significância para o fator tratamento. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si ao teste Tukey, a 5% de significância para o fator tempo.

CV: coeficiente de variação; β -glicosidase, expressa em $\mu\text{g } p\text{-nitrofenol h}^{-1} \text{ g}^{-1}$ solo seco.

Nordenholt et al. (2016) encontraram resultados semelhantes, com a redução de GLU em solo, sob adição de água residuária de suinocultura e oxitetraciclina. Chen et al. (2009) verificaram redução de 60% da atividade na presença de compostos difenóis e atribuíram o resultado ao efeito tóxico provocado sobre os micro-organismos. A redução da atividade de GLU ao longo do tempo é menos acentuada do que nas demais enzimas avaliadas. A GLU é uma enzima extracelular responsável por catalisar a hidrólise de maltose e celobiose. Assim, correlaciona-se com a degradação de matéria orgânica. Portanto, a redução da atividade dessa enzima corresponde à redução da degradação da matéria orgânica do solo (CHAER; TÓTOLA, 2007).

Na avaliação da enzima fosfatase ácida (ACP), verificou-se (Tabela 6a) efeito supressor aos 8, 15 e 30 dias, em que o BC tem atividade de ACP superior aos tratamentos com antibiótico A1 e A2. Os tratamentos que receberam 0,3 L de ARS tiveram diferença significativa, com valores de atividade de ACP superiores nos tratamentos que não receberam antibiótico, com exceção aos 15 e 45 dias, quando todos os tratamentos foram estatisticamente iguais. Em contrapartida, a dose de 0,2 L de ARS apresentou diferença estatística apenas na primeira coleta.

Tabela 6 Teste de comparação de médias para atividade de fosfatase ácida no primeiro (a) e segundo (b) períodos experimentais

a) 1º período							
Tempo (dias)							
Tratamento	2	4	8	15	30	45	75
BC	2,0 cA	1,3 deC	1,3 cBC	1,6 bB	2,0 aA	1,4 bBC	1,3 cBC
A1	1,8 cA	1,2 eBC	1,0 dC	1,3 cB	1,4 bcB	1,3 bB	1,3 cB
A2	1,9 cA	1,4 cdeBC	1,1 cdC	1,2 cBC	1,3 cBC	1,5 bB	1,3 cBC
ARS1	3,5 aA	1,8 abC	2,3 abB	2,1 aBC	1,7 abC	2,0 aBC	1,9 abC
ARS1A	2,7 bA	1,5 bcdD	1,9 bBC	1,8 abBCD	1,6 bCD	1,9 aB	1,5 bcCD
ARS2	3,3 aA	2,1 aBC	2,5 aB	1,9 abC	2,0 aC	2,3 aBC	2,2 aBC
ARS2A	3,0 bA	1,7 bcBC	1,9 bBC	1,6 bC	1,7 bBC	2,0 aB	1,7 bBC
p-valor	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*
CV%	27,2	21,6	33,4	19,3	19,3	22,0	20,2
b) 2º período							
Tempo (dias)							
Tratamento	2	4	8	15	30	45	75
BC	2,1 cdeAB	1,6 deBCD	1,8 cBC	1,0 cdD	1,6 bBCD	2,6 cdA	1,4 bCD
A1	1,9 deA	1,2 eAB	0,9 dB	0,8 dB	1,2 bAB	1,6 dA	1,3 bAB
A2	1,6 eA	1,2 eAB	1,5 cdAB	0,9 dB	1,3 bAB	1,6 dAB	1,3 bAB
ARS1	2,8 cA	2,3 cAB	2,0 cBC	1,7 cBC	1,5 bC	2,1 cdBC	1,8 abBC
ARS1A	2,4 cdA	1,9 cdAB	1,7 cB	1,4 cdB	1,5 bB	1,8 dAB	1,5 bB
ARS2	9,4 aA	6,8 aB	7,4 aB	5,6 aC	4,6 aD	5,4 aC	2,2 aE
ARS2A	6,6 bA	5,4 bB	6,3 bA	4,4 bC	4,4 aC	4,3 bC	1,7 abB
p-valor	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*
CV%	75,8	73,6	79,8	81,2	63,2	52,1	20,5

Notas: Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey, a 5% de significância para o fator tratamento. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si ao teste Tukey, a 5% de significância para o fator tempo.

CV: coeficiente de variação; fosfatase ácida, expressa em $\mu\text{g } p\text{-nitrofenol h}^{-1} \text{ g}^{-1}$ solo seco.

No segundo período experimental, observou-se que a atividade de ACP não apresentou variação significativa ao longo do tempo nos tratamentos que não receberam ARS (Tabela 6b). Porém, nas parcelas que receberam ARS, observou-se redução nessa atividade ao longo do tempo, com os menores valores registrados aos 75 dias (Tabela 6b). A ARS apresentou efeito positivo sobre a atividade de ACP, e picos de atividade foram verificados aos 2 dias após a aplicação. O efeito inibitório dos antibióticos sobre a atividade enzimática foi evidenciado, principalmente, nos tratamentos que receberam a maior dose de ARS, ARS2A, observados entre os dias 2 a 15 (Tabela 6b). Nos tratamentos que não receberam doses de ARS o efeito das tetraciclinas foi verificado apenas no dia 8.

A atividade de ACP respondeu positivamente à adição de ARS em ambos períodos experimentais (Figuras 2 e 3, Tabela 5). Resultados semelhantes foram encontrados por Lalande et al. (2000) e Balota et al. (2014).

A inibição de ACP observada no presente estudo (Tabela 5) corrobora o observado por Liu et al. (2009), que afirmam que a adição de antibióticos ao solo reduz significativamente a atividade da enzima. Fernández et al. (2004) e Boleas et al. (2005) também observaram,

respectivamente, efeitos significativos de DC e oxitetraciclina, na redução da atividade de ACP. Wei et al. (2009) concluíram que a presença de TC em solo inibe a atividade da enzima. Estas enzimas são responsáveis mineralização de compostos fosfatados. São de fundamental importância na disponibilização de fósforo para os sistemas vegetais, sendo coadjuvante na fertilidade do solo. Desta forma, nos tratamentos nos quais foi verificada redução de ACP, também foram encontrados baixos valores de AP (Tabela 8).

De forma geral, no primeiro período experimental a atividade da enzima Urease (URE) reduziu ao longo do tempo, com menor atividade registrada aos 30 dias e o pico de atividade aos 4 dias (Tabela 7a). O efeito positivo da ARS sobre a URE foi observado somente aos 2 e 4 dias e, após isso, os valores igualaram-se aos tratamentos que não receberam ARS (Tabela 7a). A atividade de URE mostrou-se sensível à presença dos antibióticos, mesmo nos tratamentos que não receberam ARS, com redução verificada entre 2 e 8 dias. Nos tratamentos que receberam ARS o efeito inibitório das tetraciclinas foi verificado em todas as coletas, com redução significativa da atividade de URE na presença dos compostos (Tabela 7a).

Tabela 7 Teste de comparação de médias para atividade de urease no primeiro (a) e segundo (b) períodos experimentais

a) 1º período							
Tempo (dias)							
Tratamento	2	4	8	15	30	45	75
BC	5,6 bcC	12,0 aA	11,9 cA	9,0 abAB	12,3 abA	8,0 cdB	7,0 abBC
A1	4,8 cdC	10,2 abA	8,9 cdA	7,9 bcAB	9,9 abcA	6,1 deBC	5,3 bC
A2	5,2 bcdB	7,9 bcA	8,1 dA	6,7 bcAB	8,9 bcA	5,1 eB	5,5 bB
ARS1	6,8 bC	12,5 aB	18,7 bA	7,2 bcC	12,6 abB	12,2 abB	7,8 aC
ARS1A	4,2 dD	6,0 cBC	11,2 cdA	6,0 cBC	8,2 cAB	10,5 bcA	5,3 bCD
ARS2	12,6 aB	14,5 aB	28,2 aA	15,2 aB	13,2 aB	13,7 aB	5,9 abC
ARS2A	11,7 aA	10,2 abAB	8,8 cdAB	7,4 bcBC	8,6 cAB	9,6 bcAB	5,3 bC
p-valor	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*
CV%	47,5	27,2	54,7	35,9	21,7	32,7	18,6
b) 2º período							
Tempo (dias)							
Tratamento	2	4	8	15	30	45	75
BC	8,7 bAB	10,6 bA	10,8 aA	10,2 aA	4,7 abC	9,3 aAB	7,3 abB
A1	5,3 cCD	7,8 cA	8,6 abA	8,9 aA	4,2 bD	7,0 bAB	5,9 bcBC
A2	5,2 cC	8,0 cA	6,1 cBC	8,4 aA	3,7 bD	7,2 abAB	5,9 bcBC
ARS1	12,1 aA	11,9 bA	6,7 bcC	8,7 aB	4,5 abD	7,6 abBC	8,0 aBC
ARS1A	3,8 dB	7,2 cA	4,1 dB	6,3b A	3,7 bB	6,9 bA	6,0 bcA
ARS2	11,9 aB	16,3 aA	7,7 bcCD	9,5 aBC	5,6 aE	6,2 bDE	6,6 abcDE
ARS2A	4,3 cdBCD	6,6 cA	2,6 eE	4,8 cBC	3,6 bD	4,2 cCD	5,6 cAB
p-valor	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*
CV%	47,5	34,5	39,7	23,0	19,1	23,1	15,8

Notas: Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey, a 5% de significância para o fator tratamento. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si ao teste Tukey, a 5% de significância para o fator tempo.

CV: coeficiente de variação; urease expressa $\mu\text{g N-NH}_4^+ 2\text{h}^{-1} \text{g}^{-1}$ solo seco.

Wei et al. (2009) registraram forte inibição de TC, mesmo em baixas concentrações, sobre a atividade de URE no solo, assim como no presente estudo (Tabela 7). Gutiérrez et al. (2010) também verificaram redução de URE com a aplicação de sulfonamidas em solo. Wei et al. (2009) relataram forte inibição, com baixas concentrações de TC, da atividade de URE no solo, assim como no presente estudo. Chen et al. (2013) observaram efeitos negativos de URE na presença de oxitetraciclina e correlacionaram a redução com o padrão de comportamento da biomassa microbiana, que também foi reduzido.

A atividade da enzima URE (Tabela 7b) apresentou inibição causada pela presença de tetraciclina, também na avaliação do segundo período experimental. Foi observado efeito positivo da ARS sobre a atividade URE nas primeiras coletas, em ambos períodos experimentais e, após isso, os valores igualaram-se aos tratamentos que não receberam ARS (Tabela 7). Lalande et al. (2000) confirmam que a atividade de URE tem discreto aumento na presença de ARS.

Os modelos longitudinais ajustados aos dados das enzimas demonstraram que a aplicação de ARS no solo aumentou significativamente a atividade enzimática em ambos períodos experimentais (Figuras 2 e 3). A alteração da atividade das enzimas do solo devido à aplicação dos dejetos ocorre em resposta à maior capacidade de imobilização de nutrientes pela comunidade microbiana. O aumento da oferta de compostos orgânicos amplia o fornecimento de substratos prontamente disponíveis, tais como hidratos de carbono, para os microrganismos responsáveis pela maior parte da atividade enzimática do solo (LALANDE et al., 2000; THIELE-BRUM; BECK, 2005; BALOTA et al., 2011; SARKAR et al., 2016). Nesse sentido, a água residuária de suinocultura constitui uma rica fonte de nutrientes orgânicos e inorgânicos.

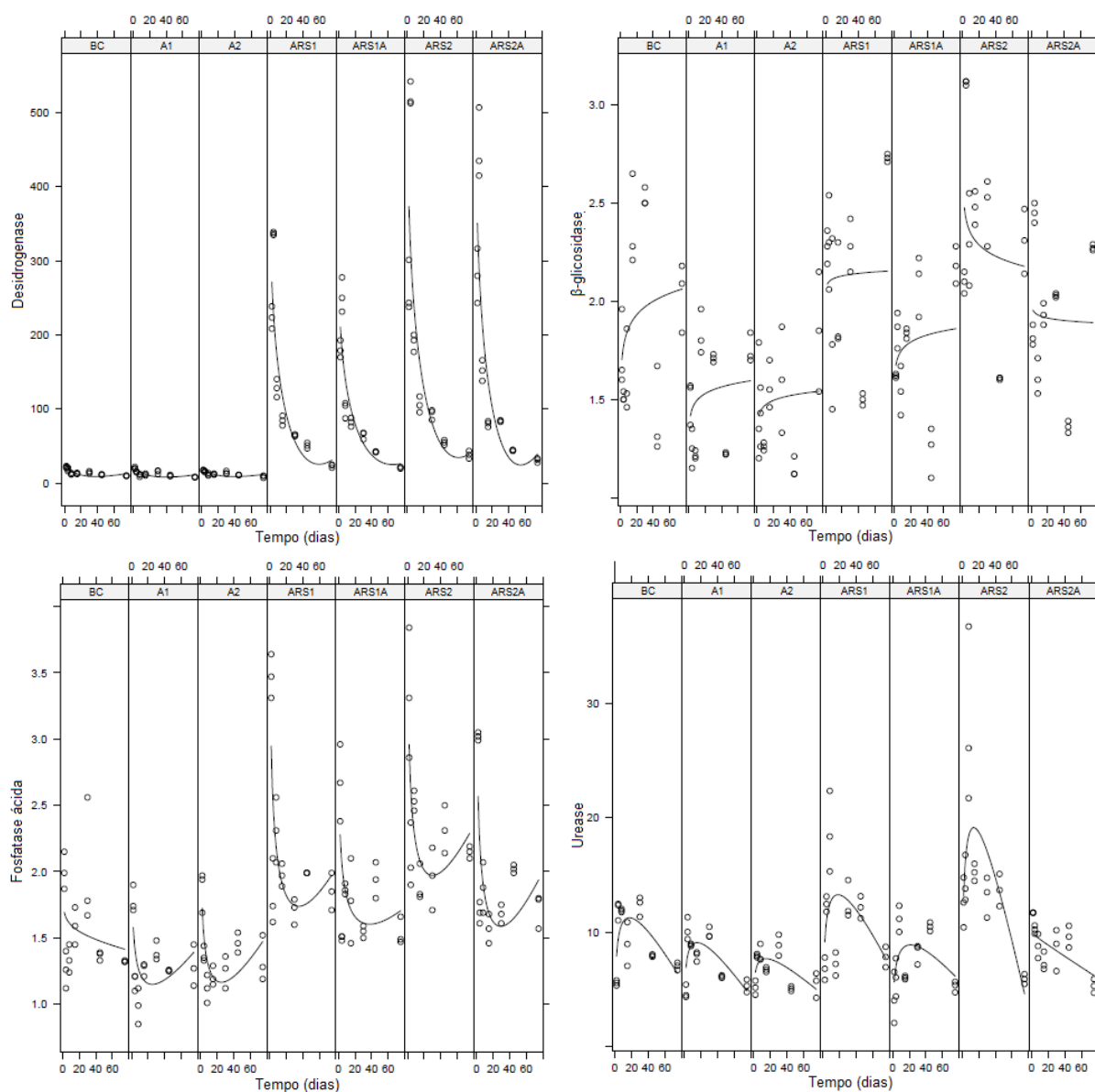


Figura 2 Modelo longitudinal ajustado para atividade de desidrogenase (a) (μg de TPF $16\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco), β -glicosidase (b) (μg *p*-nitrofenol $\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco), fosfatase ácida (c) (μg *p*-nitrofenol $\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco) e urease (d) (μg N-NH_4 $2\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}$ solo seco), no primeiro período experimental.

O comportamento da atividade enzimática ao longo do tempo, descrito nas Figuras 2 e 3, demonstra aumento logo após a aplicação da ARS, com pico de atividade entre 4 e 8 dias. Após esse período, ocorre a diminuição da atividade enzimática em função da redução de matéria orgânica e nutrientes disponíveis (WEINTRAUB et al., 2013).

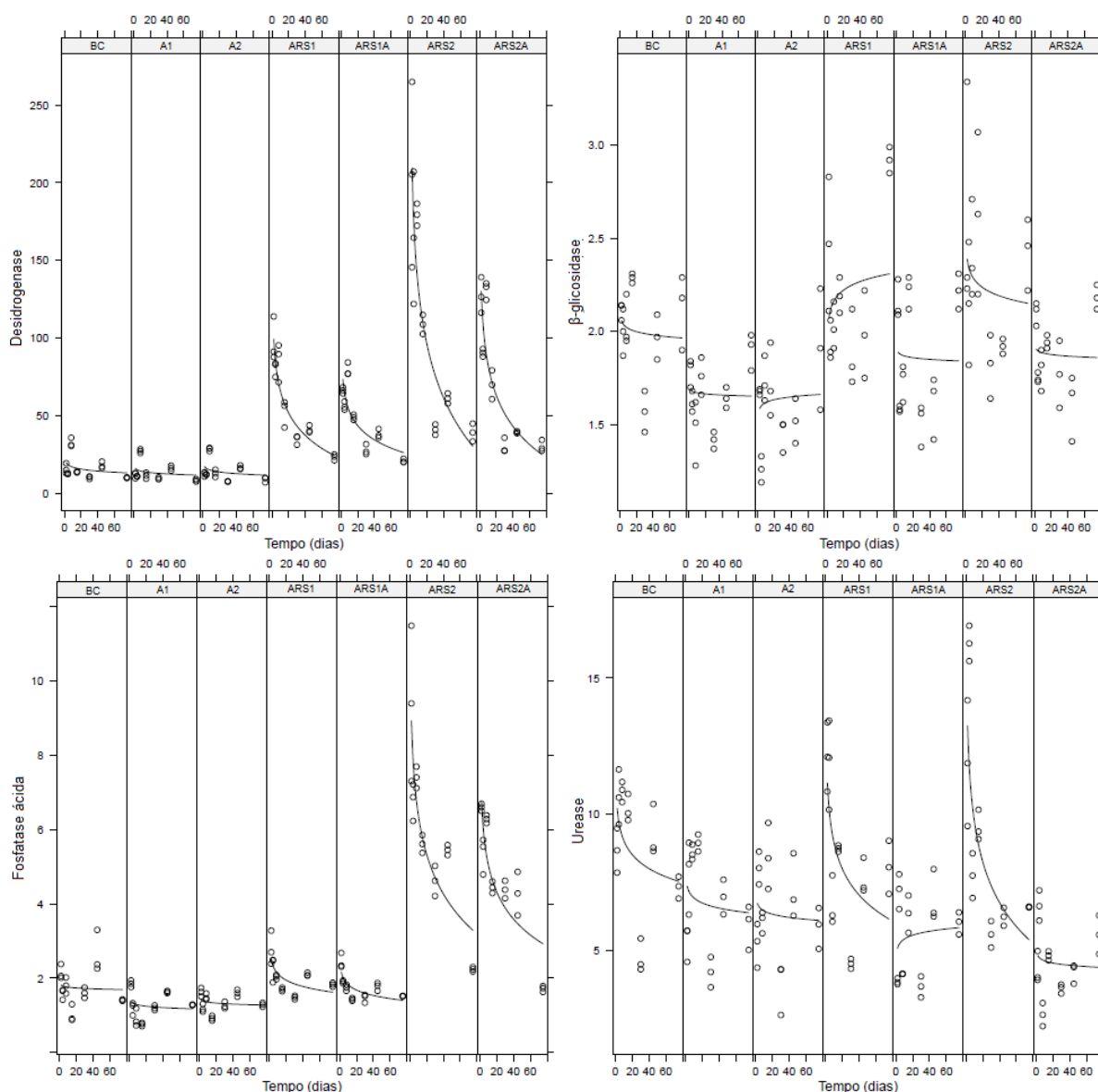


Figura 3 Modelo longitudinal ajustado para desidrogenase (a) (μg de TPF $16\text{h}^{-1} \text{g}^{-1}$ solo seco), β -glicosidase (b) (μg *p*-nitrofenol $\text{h}^{-1} \text{g}^{-1}$ solo seco), fosfatase ácida (c) (μg *p*-nitrofenol $\text{h}^{-1} \text{g}^{-1}$ solo seco) e urease (d) (μg N-NH_4 $2\text{h}^{-1} \text{g}^{-1}$ solo seco), no segundo período experimental.

Entretanto, quando a ARS está contaminada com tetraciclinas pode ocorrer a redução da atividade enzimática (Figuras 2 e 3), devido ao efeito deletério sobre a microbiota do solo (FRÜND et al., 2000; BERGHOFF et al., 2003; FERNÁNDEZ et al., 2004; BOLEAS et al. 2005; KOTZERKE et al., 2008; LIU et al., 2009; WEI et al., 2009; GUTIÉRREZ et al., 2010; CHEN et al., 2013; NORDENHOLT et al., 2016). Neste estudo, foram observados efeitos negativos das tetraciclinas sobre a atividade das enzimas DEH, GLU, ACP e URE, tanto na primeira quanto em uma segunda aplicação ao solo (Figuras 2 e 3). Todavia, tanto o efeito positivo exercido pela adição de ARS quanto o efeito negativo das tetraciclinas mostraram-se dependentes do tempo e da dose, pois, os maiores resultados da atividade enzimática foram observados nas maiores doses de ARS, enquanto que os menores resultados foram verificados nas maiores doses de antibióticos (FRÜND et al. 2000; KOTZERKE et al., 2008).

De forma geral, menores valores de atividade enzimática foram registrados no segundo período experimental, comparados ao primeiro. Mesmo que a aplicação dos tratamentos tenha sido sobreposta ao anterior. A baixa atividade enzimática é explicada pelas baixas temperaturas registradas no período experimental (Figura 1) (STEINWEG; DUKES; WALLENSTEIN, 2012).

A CCA entre a atividade enzimática e as características químicas do solo ao final de ambos períodos experimentais estão representadas nas Figuras 4 e 5. O teste de Monte Carlo (999 randomizações e 95% de confiança) mostrou que somente o eixo CCA1 pode ser interpretado. O CCA1 separou os tratamentos em dois grupos. O primeiro no quadrante positivo é composto pelos tratamentos sem adição de ARS e o segundo no quadrante negativo é composto pelos tratamentos com adição de ARS. Os tratamentos com adição de ARS apresentaram maior atividade enzimática (Tabelas 3, 4, 5 e 6) e estão correlacionados com o aumento na concentração das variáveis químicas. Esse fato demonstra que as variáveis químicas do solo não tiveram efeito deletério sobre a atividade enzimática.

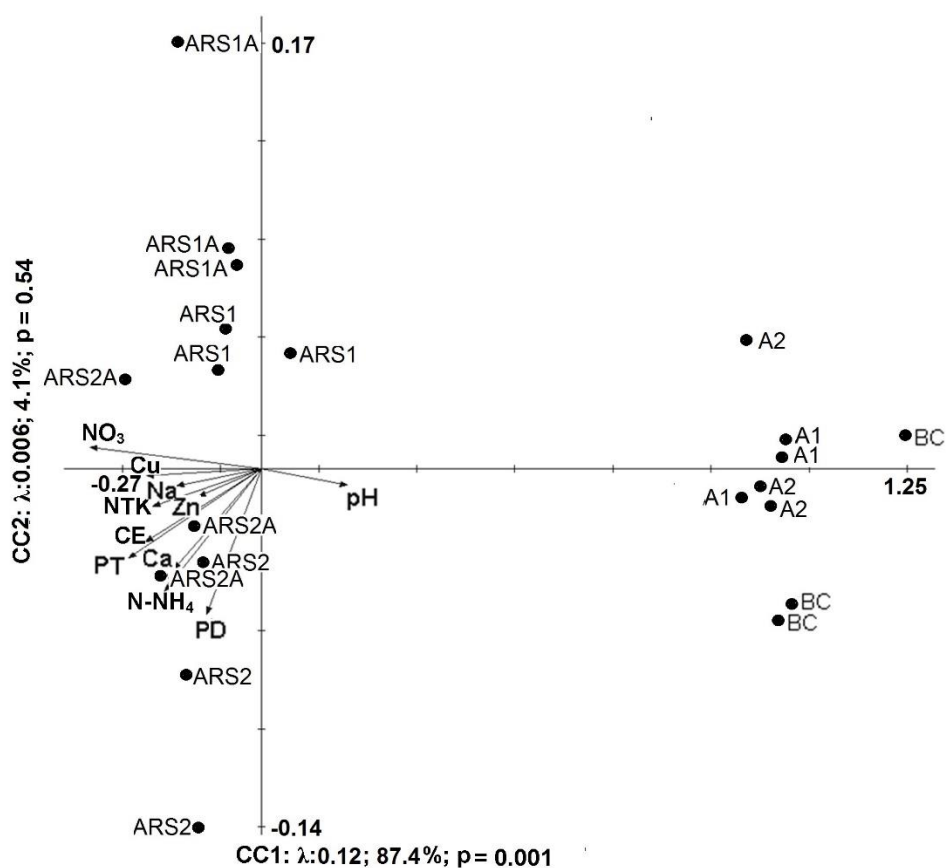


Figura 4 Análise de correspondência canônica entre a atividade enzimática e as variáveis químicas do solo, ao final do primeiro período experimental.

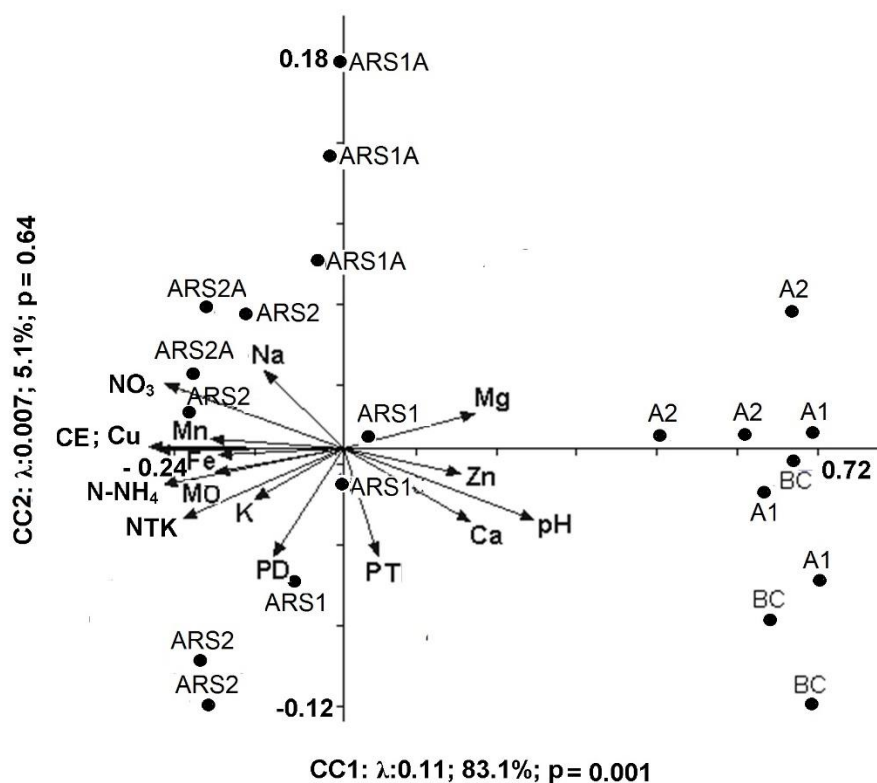


Figura 5 Análise de correspondência canônica entre a atividade enzimática e as variáveis químicas do solo, ao final do segundo período experimental.

Apesar da GLU apresentar-se sensível à presença de antibióticos no solo, os resultados de MO (Tabela 8) não apresentaram diferença significativa em ambos períodos experimentais. Porém, os valores de MO no solo foram discretamente maiores nos tratamentos que receberam ARS (Tabela 8).

Tabela 8 Teste de comparação de médias para análise físico-química do solo, ao final do primeiro (a) e segundo (b) períodos experimentais

a) 1º período								
Tratamento	pH	CE	MO	NTK	N-NH ₄	NO ₃	PT	PD
BC	7,05 c	121 d	18,5 a	2,3 bc	0,0 c	61,6 d	3,0 bc	1,5 bc
A1	7,34 ab	128 d	19,1 a	1,91d	0,0 c	70,6 d	2,9 cd	1,5 bc
A2	7,44 a	60 d	18,4 a	2,0 cd	0,0 c	108,2 d	2,8 d	1,4 c
ARS1	7,05 c	320 c	18,6 a	2,9 a	106,7 b	484,9 c	3,1 ab	1,7 ab
ARS1A	7,16 abc	465 b	19,1 a	2,6 ab	89,3 b	594,8 b	3,1 b	1,5 bc
ARS2	7,14 bc	663 a	18,2 a	3,0 a	321,7 a	532,4 bc	3,3 a	2,0 a
ARS2A	6,94 c	378 bc	18,6 a	2,5 b	149,0 b	685,2 a	3,2 ab	1,6 bc
p-valor	0,0*	0,0*	0,5	0, 0*	0,0*	0, 0*	0, 0*	0,0*
CV%	1,47	13,71	3,10	5,82	23,74	7,42	1,85	7,08
Tratamento	K	Ca	Mg	Na	Fe	Cu	Zn	Mn
BC	3,9 a	33,1 c	13,1 a	1,3 ab	152,1 a	35,5 b	166,1 ab	1,4 a
A1	3,34b	32,3 c	12,8 a	1,0 b	152,2 a	38,9 ab	162,8 ab	1,4 a
A2	3,3 b	35,1 bc	11,9 a	1,2 ab	143,5 a	34,0 b	158,8 b	1,3 a
ARS1	3,7 ab	36,0 bc	12,9 a	1,5 a	155,2 a	43,7 a	167,8 ab	1,4 a
ARS1A	3,4 ab	33,0 c	12,6 a	1,3 ab	144,6 a	41,8 a	177,4 a	1,4 a
ARS2	3,7 ab	40,5 ab	12,9 a	1,4 a	140,5 a	43,4 a	176,3 a	1,4 a
ARS2A	3,3 b	42,6 a	12,7 a	1,4 a	151,2 a	41,4 a	169,0 ab	1,4 a
p-valor	0,0*	0,0*	0,1	0,0*	0,6	0, 0*	0,0*	0,2
CV%	5,16	5,67	3,60	7,78	7,37	5,27	3,68	2,86
b) 2º período								
Tratamento	pH	CE	MO	NTK	N-NH ₄	NO ₃	PT	PD
BC	7,6 a	126 c	161,9 ab	2,5 c	0,0 d	77,6 e	2,9 ab	1,5 ab
A1	7,6 a	100 c	156,9 b	2,4 c	0,0 d	111,4 e	2,8 ab	1,7 a
A2	7,3 b	93 c	165,2 ba	2,4 c	0,0 d	117,2 e	2,7 b	1,6 a
ARS1	7,1 c	233 b	169,7 ab	3,0 ab	177,9 bc	392,1 d	2,9 ab	1,5 ab
ARS1A	6,9 c	240 b	161,4 ab	2,5 c	112,5 c	561,3 b	2,7 ab	1,2 b
ARS2	7,0 c	346 a	174,4 ab	3,2 a	350,2 b	452,9 c	3,0 a	1,6 a
ARS2A	6,9 c	319 a	183,1 a	2,9 b	247,8 a	739,9 a	2,8 ab	1,4 ab
p-valor	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,0*	0,01*
CV%	1,0	9,1	4,8	4,3	25,0	5,9	3,6	8,5
Tratamento	K	Ca	Mg	Na	Fe	Cu	Zn	Mn
BC	2,6 bc	38,1 ab	12,5 a	1,1 a	151,2 b	37,1 d	162,9 a	1,4 bc
A1	2,4 c	41,1 a	12,7 a	1,3 a	158,1 ab	39,9 cd	163,0 a	1,4 c
A2	2,9 abc	38,3 ab	11,8 ab	1,2 a	161,0 ab	47,1 bc	161,6 a	1,7 ab
ARS1	3,6 a	37,9 ab	11,9 ab	1,5 a	155,2 a	54,1 ab	160,3 a	1,8 a
ARS1A	3,0 abc	31,9 b	11,5 ab	1,6 a	169,7 ab	50,7 ab	152,2 a	1,7 a
ARS2	3,1 ab	35,0 ab	11,2 b	1,4 a	168,1 ab	54,1 ab	154,2 a	1,7 a
ARS2A	2,8 bc	31,8 b	11,8 ab	1,4 a	166,9 ab	55,2 a	156,5 a	1,6 ab
p-valor	0,0*	0,0*	0,0*	0,1	0,0*	0,0*	0,1	0,0*
CV%	8,6	8,0	4,1	13,2	4,6	5,8	3,3	5,8

Notas: Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey, a 5% de significância.

*: Significativo a 5%; CV: coeficiente de variação; valores expressos em g Kg⁻¹, exceto por NO₃ expresso em mg Kg⁻¹.

O efeito da presença desses antibióticos sobre a atividade da ACP é confirmado na concentração fósforo disponível (PD) ao final do primeiro e segundo experimento (Tabela 8), no qual os maiores valores de PD são observados nos tratamentos sem a presença de tetraciclina.

Os resultados da redução da atividade da enzima URE na presença das tetraciclinas, também foram verificados na análise de NTK e N-NH_4 no solo ao final do experimento (Tabela 8), no qual os valores foram significativamente inferiores na presença de antibiótico, em todas as parcelas para NTK, e em ARS2A quando comparados a ARS2 para N-NH_4 . Em contrapartida, os valores de NO_3 foram superiores nas parcelas que receberam antibióticos, comparados àquelas que receberam apenas ARS. A URE é a enzima responsável por catalisar a hidrólise de ureia a amônia, assim, a avaliação da sua atividade indica o potencial do solo em transformar nitrogênio orgânico em mineral (LANNA et al., 2010). Nesse sentido, a redução na sua atividade resulta na redução da disponibilidade de nitrogênio mineral no solo, como foi evidenciado pela redução de N-NH_4 observada neste estudo (Tabela 4). Wang et al. (2010) confirmaram em seu experimento inibição significativa na mineralização de nitrogênio na presença de antibióticos como a sulfadiazina e relacionaram o resultado com a redução da fertilidade do solo. Zhang et al. (2016) também encontraram forte redução de N-NH_4 na presença de penicilina e TC, evidenciando que a presença desses compostos inibe a atividade dos organismos responsáveis pela amonificação no solo. Em seu experimento, Wang et al. (2010) confirmaram a inibição significativa na mineralização de nitrogênio na presença de antibióticos como a sulfadiazina e relacionaram o resultado com a redução da fertilidade do solo.

Em geral, os valores de pH tenderam a reduzir conforme a concentração da ARS aumentou (Tabela 8). Em contrapartida, os maiores valores de CE foram observados nas doses mais elevadas de ARS.

A atividade enzimática apresentou dependência da ativação pela ARS, pois serviu como substrato para o crescimento dos micro-organismos no solo (LIU et al., 2014). Entretanto, também apresentou inibição causada pela presença dos antibióticos TC, CTC e DC. Em geral, ambos os efeitos foram dependentes do tempo e mostraram a relação de resposta à dose, pois, os maiores resultados da atividade enzimática foram observados nas maiores doses de ARS, enquanto que os menores resultados foram verificados nas maiores doses de tetraciclinas, o que corrobora o resultado de outros estudos (FRÜND et al. 2000; KOTZERKE et al., 2008), demonstrando o efeito deletério das tetraciclinas sobre a atividade enzimática.

Os valores da atividade de todas as enzimas tendem a se igualar ao longo do tempo em todos os tratamentos, mesmo os que receberam antibióticos. Sabe-se que os antibióticos veterinários quando adicionados ao solo podem ter três destinos primários: sorção, lixiviação ou degradação (SARMAH; MEYER; BOXALL, 2006; BRADFORD et al., 2008), reduzindo seus efeitos sobre os micro-organismos do solo (LIU et al., 2009). Sendo assim, a pressão seletiva dos compostos farmacêuticos sobre os micro-organismos do solo é temporária, mesmo em elevadas concentrações (THIELE-BRUHN; BECK, 2005).

Os efeitos inibidores das tetraciclinas sobre a atividade enzimática resultaram na redução da mineralização da matéria orgânica no solo. Desta forma, as concentrações de AP, NTK e N-NH₄ foram reduzidas nos tratamentos que receberam tetraciclinas (Tabela 4), efeito evidenciado, principalmente, nas doses mais elevadas. Esse efeito adverso das tetraciclinas sobre a disponibilidade de nutrientes no solo tem como consequência deficiências nutricionais para culturas o que resulta em baixa produtividade (WEI et al., 2009).

6 CONCLUSÕES

Considerando os objetivos propostos e os resultados obtidos nesta pesquisa, pode-se concluir que:

- A aplicação de água residuária da suinocultura possui efeito positivo na atividade das enzimas desidrogenase, fosfatase ácida e urease e aumenta a concentração de micro e macro nutrientes no solo em ambos períodos experimentais.

- De forma geral, os valores das atividades destas enzimas reduziram ao longo do tempo da pesquisa, devido ao consumo gradativo do substrato orgânico. Entretanto, quando a água residuária de suinocultura estava contaminada com antibióticos de uso pecuário, verificou-se a redução da atividade enzimática no solo.

- Tais resultados foram ainda mais evidentes no segundo período experimental, quando a inibição foi mais acentuada. Como resposta, tem-se a redução na disponibilidade de nutrientes no solo, que pode acarretar deficiências nutricionais para eventuais culturas instaladas.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para novos estudos sugere-se períodos maiores, e mais repetições do experimento. Também é possível avaliar outras enzimas, como protease e arilsulfatase. Avaliações com os demais antibióticos de uso pecuário também se fazem necessários, o que não foi possível no presente estudo pelo elevado custo que possuem.

REFERÊNCIAS

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2101-2111, 2008.
- AKIMENKO, Y. V.; KAZEEV, K. S.; KOLESNIKOV, S. I. Impact assessment of soil contamination with antibiotics (for example, an ordinary chernozem). **American Journal of Applied Sciences**, v. 12, n. 2, p. 80-88, 2015.
- ALCÂNTARA, M. M. D.; SILVA JÚNIOR, M. L.; MELO, V. S.; COSTA, S. D. A.; SOUZA, R. V. Avaliação da atividade enzimática de solos de sistemas de floresta primária-pastagem de Marabá (PA). In: 9º SEMINÁRIO ANUAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFRA, 9, 2011. Belém. **Anais...** Belém: UFRA, 2011.
- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. Amsterdam, Netherlands: Elsevier, Academic Press, 1995. 576 p.
- ALVES, M. J.; OLIVEIRA, L. R.; GONTIJO, E. L.; CAMPOS, V. T.; BRITO, L. F.; MELO, V. P.; MELO, W. J. M.; MELO, G. M. P. Bioatividades das proteases e arilsulfatases em solos tratados com biossólidos e cultivados com girassol. **Revista Ceciliana**, Santa Cecília, v. 2, n. 1, p. 27-29, 2010.
- ANAMI, M. H, SAMPAIO, S. C., SUSZEK, M.; FRIGO, E. P. Lixiviação de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura tratada em sistema de lagoas. **Revista Irriga**, Botucatu, v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007.
- ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; DAMASCENO, S.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, p. 75-80, 2008.
- ANDRADE, S. A. L.; SILVEIRA, A. P. D. Biomassa e atividade microbianas do solo sob influência de chumbo e da rizosfera da soja micorrizada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 1191-1198, 2004.
- ANGERS, D. A.; BISSONNETTE, N.; LÈGÈRE, A.; SAMSOM, N. Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. **Canadian Journal of soil Science**, Ottawa, v.73, p.39-50, 1993.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA - ABIPECS. **Relatório Anual 2012**. São Paulo: ABIPECS, 2012. 8 p.
- BADALUCCO, L.; KUIKMAN, P.J.; NANNIPIERI, P. Protease and deaminase activities in wheat rhizosphere and their relation to bacterial and protozoan populations. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 23, p. 99-104, 1997.
- BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; HAMID, K. I. A.; YADA, I. F. U.; BARBOSA, G. M. C.; NAKATANI, A. S., COYNE, M.S. Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 490, p.397-404, 2014.

BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; TRUBER, P. V. Soil enzyme activities under pig slurry addition and different tillage systems. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 4, p. 729-737, 2011.

BALOTA, E.L.; CHAVES, J. C. D. Enzymatic activity and mineralization of carbon and nitrogen in soil cultivated with coffee and green manures. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1573-1583, 2010.

BANDICK, A.K.; DICK, R.P. Field management effects on soil enzyme activities. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 1471-1479, 1999.

BARCELOS, D. E. S. N.; MARQUES, B. M. F. P. P.; MORES, T. J. COELHO, C. F.; BOROWSKI, S. M. Aspectos práticos sobre o uso de antimicrobianos em suinocultura. **Acta Scientiae Veterinariae**, Porto Alegre, v. 37, p. 151-155, 2009.

BERGHOF, A.; HÖPER, H., BROLL; G. AuARSirkungen von Tetracyclin auf Bodenmikroorganismen zweier Acker-Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen – Biomasse, Aktivität und Substratnutzungsdiversität. **Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft**, v. 102, p. 261-262, 2003.

BERGSTROM, D. W.; MONREAL, C. M.; MILLETTE, J. A.; KING, D. J. Spatial dependence of soil enzyme activities along a slope. **Soil Science Society of American Journal**, Bethlehem, v. 62, p. 1302–1308, 1998.

BICALHO, I. M. **Fluxo de dióxido de carbono e potencial de mineralização de serapilheira em solos sob vegetação clímax de cerrado**. 2010. 59 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2010.

BOEIRA, R. C; LIGO, M. A. V. Decomposição de lodos de esgoto em Latossolo. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Cruz Alta, v. 2, n. 1, p. 208-211, 2007.

BOLEAS, S.; ALONSO, C.; PRO, J.; FERNÁNDEZ, C.; CARBONELL, G.; TARAZONA, J. V. Toxicity of the antimicrobial oxytetracycline to soil organisms in a multispecies-soil system (MS 3) and influence of manure co-addition. **Journal of Hazardous Materials**, v. 122, p. 233-241, 2005.

BRADFORD, S. A.; SEGAL, E.; ZHENG, W.; WANG, Q.; HUTCHINS, S. R. Reuse of concentrated animal feeding operation wastewater on agricultural lands. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, p. 97-115, 2008.

BUCHANAN, M.; KING, L. D. Seasonal urease in soil microbial biomass carbon, phosphorus and activity in no-till and reduced-chemical-input maize agroecosystems. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 13, p. 211-217, 1992.

BURNS, R. G. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 14, p. 423–427, 1982.

BUSTO, M. D.; PEREZ-MATEOS, M. Characterization of β -D-glucosidase extracted from soil fractions. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 51, p. 193–200, 2000.

BUSTO, M. D.; PEREZ-MATEOS, M. Extraction of humic- β –glucosidase fractions from soil. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 20, p. 77–82, 1995.

BUZINARO, T. N.; BARBOSA, J. C.; NAHAS, E. Atividade microbiana do solo em pomar de laranja em resposta ao cultivo de adubos verdes. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 31, n. 2, p. 408-415, 2009.

CASIDA JR., L. E. Microbial metabolic activity in soil as measured by dehydrogenase determinations. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 34, p. 630-636, 1977.

CASSOL, L.C.; SILVA, L.H.R.; BORTOLINI, D; ROCHA, K.F. Utilização do nabo forrageiro e da aveia preta intercalares ao cultivo do milho e do trigo no sudoeste do Paraná. *In*: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 29,2010, Guarapari, 2010. **Anais...**Guarapari: SBCS, 2010. 1 CD-Rom.

CASTANNON, J. I. R. History of the use of antibiotic as growth promoters in poultry feeds. **Poultry Science**, v. 86, p. 2466–2471, 2007.

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

CHAMPE, P. C.; HARVEY, R. A.; FERRIER, D. R. Enzimas. *In*: **Bioquímica Ilustrada**, 3. ed. São Paulo: Artes médicas, 2006. p.53-66.

CHEN, H.; YAOA, J.; WANGA, F.; CHOI, M. M. F.; BRAMANTI, E.; ZARAY, G. Study on the toxic effects of diphenol compounds on soil microbial activity by a combination of methods. **Journal of Hazardous Materials**, v. 167, p. 846–851, 2009.

CHEN, W.; LIU, W.; PAN, N.; JIAO, W.; WANG, M. Oxytetracycline on functions and structure of soil microbial community W. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 13, n. 4, p. 967-975, 2013.

CHILDS, G. M. F. **Efeitos de herbicidas na microbiota do solo em sistema fechado**. 2007. 70 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de São Paulo, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA Resolução nº. 357, 17 de março de 2005, Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União** nº 053, de 18 de março de 2005, p. 58-63.

CRECCHIO, C.; CURCI, M.; PIZZIGALLO, M. D. R.; RICCIUTI, P.; RUGGIERO, P. Effects of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, n. 10, p. 1595-1605, 2004.

D'ANDREA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 179-186, 2004.

DAS CAS, V.L.S. **Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo com o uso de lodo de esgoto e palha de aveia**. 2009. 69 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Santa Maria, 2009.

DAL BOSCO, T. C.; SAMPAIO, S. C.; OPAZO, M. A. U.; GOMES, S. D.; NÓBREGA, L. H. P. Aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja: cobre e zinco no material escoado e no solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 4, p. 699-709, 2008.

DENG, S. P.; TABATABAI, M. A. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils: III. Phosphatases and arylsulfatase. **Biology and Fertility Soils**, Heidelberg, v. 24, p. 141-146, 1997.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. C.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Boletim Informativo de Pesquisa. Articulação da Embrapa Suínos e Aves com a Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural – EMATER/RS, n. 10, 2002. 30 p.

DORAN, J. W.; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 15, p. 3–11, 2000.

DORTZBACH, D.; LÉIS, C. M.; SARTOR, L. R.; COMIN, J. Acúmulo de fósforo e potássio em solo adubado com dejetos suínos cultivado com milho sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Cruz Alta, v.4, n.2, p.2847-2849, 2009.

EIVAZI, F.; TABATAI, M.A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.20, p.601-606. 1988.

EVANGELISTA, C.R.; PARTELLI, F.L.; FERREIRA, E.P.B.; CORRECHEL, V. Atividade enzimática do solo sob sistema de produção orgânica e convencional na cultura da cana-de-açúcar em Goiás. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n. 4, p. 1251-1262, 2012.

FABER, J. H.; TEUBEN, A.; BERG, M. P.; DOELMAN, P. Microbial biomass and activity in pine litter in the presence of *Tomocerus minor* (Insecta, Collembola). **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.12, n.3, p.233-240, 1992.

FERNÁNDEZ, C.; ALONSO, C.; BABIN, M. M; PRO, J.; CARBONELL, G.; TARAZONA, J. V. Ecotoxicological assessment of doxycycline in aged pig manure using multispecies soil systems. **Science of the Total Environment**, v. 323, p. 63–69, 2004.

FERNANDEZ, G.; PITELLI, R. A.; CANDENAZZI, M. Evolução de CO₂ e atividades enzimáticas em amostras de solo tratado com herbicidas. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 27, n. 3, p.601-608, 2009.

FEY, R.; LANA, M.C.; ZOZ, T.; RICHARD, A.; LUCHESE, E. B. Relações entre lixiviação de nitrato e produção de biomassa do milho com dejetos suínos provenientes de diferentes tratamentos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 5, n. 2, p. 212-218, 2010.

FIORETTO, A.; PAPA, S.; SORRENTINO, G.; FUGGI, A. Decomposition of *Cistus incanus* leaf litter in a Mediterranean maquis ecosystem: mass loss, microbial enzyme activities and changes. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, n. 3, p. 311-321, 2001.

FÖHSE, D.; CLAASSEN, N.; JUNGK, A. Phosphorus efficiency of plants. I. External and internal requirement and P uptake efficiency of different plant species. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 110, p. 101-109, 1988.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. Food Outlook. **Biannual report on global food markets**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2013.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. World reference base for soil resources 2014. **International soil classification system for naming soils and creating legends for soil map**. Rome: FAO, 2014.

FREITAS, W. S; OLIVEIRA, R. A.; PINTO, F. A.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias da suinocultura sobre a produção de milho para silagem. **Revista de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 120-125. 2004.

FRÜND, H.C.; SCHLÖSSER, A.; WESTENDORP, H. Effects of tetracycline on the soil microflora determined with microtiter plates and respiration measurement. **Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft**, v. 93, p. 244-247, 2000.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; ROLDAN, A.; MARTIN, A. Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under Mediterranean climate. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 635-642, 2002.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 1753-1761, 2008.

GIROTTI, 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.

GOMES FILHO, R. R.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; MARTINEZ, H. E. P. Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 131-134, 2001.

GOMEZ, A.; POWERS, R. F.; SINGER, M. J.; HORWATH, W. Soil compaction effects on growth of young Ponderosa pine following litter removal in California's Sierra Nevada. **Soil Science Society of American Journal**, Bethlehem, v. 66, p. 1334-1343, 2002.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; LINDINO, C. A.; ROSA, M. F.; BARICCATTI, R.; GOMES, G. D. Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita aquática (*Eichornia crassipes*) como bioindicador. **Revista Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v.30, n.1, p.9-14, 2008

GRÉGGIO, T. C.; NAHAS, E. Atividade enzimática do solo sob dois fragmentos florestais. **Científica**, Jaboticabal, v. 35, n. 2, p. 179-187, 2007.

GRÜTZMACHER, P. **Emissão de gases de efeito estufa oriundos da aplicação de água residuária da suinocultura e fertilizante mineral em Latossolo Vermelho**. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Cascavel, 2011.

GUNADI, B.; VERHOEF, H. A.; BEDAUX, J. J. M. Seasonal dynamics of decomposition of coniferous leaf litter in a forest plantation (*Pinus merkusii*) in Central Java, Indonesia. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 30, n. 7, p. 845-852, 1998.

GÜSEWELL, S. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. **New Phytologist**, Oxford, v. 164, p. 243-266, 2004.

GUTIÉRREZ, J. I. R.; WATANABE, N.; HARTER, T.; GLASER, B.; RADKE, M. Effect of sulfonamide antibiotics on microbial diversity and activity in a Californian Mollic Haploxeral. **Journal of Soils e Sediments**, v. 10, n. 3, p. 537-544, 2010.

HAYNES, R. J.; SWIFT, R. S. Effects of lime and phosphate additions on changes in enzyme activities, microbial biomass and levels of extractable nitrogen, and phosphorus in an acid soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 6, p. 153-158, 1988.

HINSINGER, P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical: a review. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 237, p. 133-195, 2001.

IGEL-EGALON, A.; CHEVIRON, N.; HEDDE, M.; HERNEEZ-RAQUET, G.; MOUGIN, C. Impact of antibiotics from pig slurry on soil microbial communities, including the *Basidiomycete trametes versicolor*. **Environmental Toxicology**, v. 27, n. 3, p. 129-136, 2011.

INTERNATIONAL FERTILIZER ASSOCIATION - IFA. 2013. **Production and trade (production, exports, imports) statistics covering nitrogen, phosphate, potash and products from 2002 to 2011** (calendar year). Disponível em: <<http://www.fertilizer.org/ifa/HomePage/STATISTICS/Production-and-trade>>. Acesso em: 3 out. 2013.

JINDAL, A.; KOCHERGINKAYA, S.; MEHBOOB, A.; ROBERT, M.; MACKIE, R. I.; RASKIN, L.; ZILLES, J. L. Antimicrobial use and resistance in ARSine waste treatment systems. **Applied and Environmental Microbiology**, p. 7813-7820, 2006.

JORDAN, D.; PONDER, F. JR.; HUBBARD, V. C. Effects of soil compaction, forest leaf litter and nitrogen fertilizer on two oak species and microbial activity. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 23, p. 33-41, 2003.

KANDELER, E.; TSCHERKO, D.; SPIEGEL, H. Long-term monitoring of microbial biomass, N urease action and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 28, p. 343-351, 1999.

KARTHINKEYAN, K. G.; MEYER, M. T. Occurrence of antibiotics in wastewater treatment facilities in Wisconsin, USA. **Science of the Total Environment**, v. 361, p. 196-207, 2006.

KESSLER, N. C. H.; SAMPAIO, S. C.; LUCAS, S. D. M.; SORACE, M.; CITOLIN, A. C. swine wastewater associated with mineral fertilization in soybean (*Glycine max L.*) Cultures: 9th production cycle. **International Journal of Food, Agriculture and Environment**, v. 11, p. 936-942, 2013.

KNIGHT, T. R.; DICK, R. P. Differentiating microbial and stabilized β -glucosidase activity relative to soil quality. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 2089-2096, 2004.

KOERSELMAN, W.; VAN KERKHOVEN, M. B.; VERHOEVEN, J. T. A. Release of inorganic N, P and K in peat soils; effects of temperature, water chemistry and water level. **Biogeochemistry**, Netherlands, v. 20, p. 63-81, 1993.

KONG, W. D.; ZHU, Y. G.; LIANG, Y. C.; ZHANG, J.; SMITH, F. A.; YANG, M. Uptake of oxytetracycline and its phytotoxicity to alfalfa (*Medicago sativa L.*). **Environmental pollution**, v. 147, n. 1, p. 187-193, 2007.

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

KOTZERKE, A.; SHARMA, S.; SCHAUSS, K.; HEUER, H.; THIELE-BRUHN, S.; SMALLA, K.; WILKE, B. M.; SCHLOTER, M. Alterations in soil microbial activity and N-transformation processes due to sulfadiazine loads in pig-manure. **Environmental Pollution**, v. 153, p. 315-322, 2008.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, 2009.

LALANDE, R.; GAGNON, B.; SIMARD, R. R.; CÔTÉ, D. Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long-term field trial. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 80, p. 263-269, 2000.

LANNA, A. C.; SILVEIRA, P. M.; SILVA, M. B.; FERRARESI, T. M.; KLOEMANN, H. J. Atividade de urease no solo com feijoeiro influenciada pela cobertura vegetal e sistemas de plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1933-1939, 2010.

LARA CABEZAS, W. A. R.; KORNDORFER, G. H.; MOTTA, S. A. volatilização de N-NH₃ na cultura de milho: II. Avaliação de fontes sólidas e fluidas em sistema de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 489-496, 1997.

LEITE, L. F. C.; ARAÚJO, A. S. F. **Ecologia microbiana do solo**. Teresina, Embrapa Meio-Norte. 2007. 13 p. Documentos (164).

LI, M.; OSAKI, M.; RAO, I. M.; TADANO, T. Secretion of phytase from the roots of several plant species under phosphorus-deficient conditions. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 195, p. 161-169, 1997.

LIMA, G. J. M. M. **A poluição ambiental por dejetos de suínos e o papel dos técnicos e nutricionistas**. Concordia; EMBRAPA Suínos e Aves, 2007.

LISBOA, B.; VARGAS, L. K.; SILVEIRA, A. O.; MARTINS, A. F.; SELBACH, P. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 33-44, 2012.

LIU, B. , LI, Y. , ZHANG, X. , WANG, J. , GAO, M. Combined effects of chlortetracycline and dissolved organic matter extracted from pig manure on the functional diversity of soil microbial community. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 74, p. 148-155, 2014.

LIU, F.; YING, G. G.; TAO, R.; ZHAO, J. L.; YANG, J. F.; ZHAO, L. F. Effects of six selected antibiotics on plant growth and soil microbial e enzymatic activities. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 1636–1642, 2009.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. I.; MELO, W. J. Recuperação de solos degradados na exploração mineral de cassiterita: biomassa microbiana e atividade da desidrogenase. **Revista Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 1, p. 132-138, 2011.

LONGO, R. M; MELO, W. J. Hidrolise da ureia em latossolos: efeito da concentração de ureia, temperatura, pH, armazenamento e tempo de incubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 651-657, 2005.

LOVATTO, P. A.; LEHNEN, C. R.; ANDRETTA, I.; DIAS, L.; GUSTAVO; H. Modelagem da ingestão, retenção e excreção de nitrogênio e fósforo pela suinocultura gaúcha: interface vegetal. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 4, p. 957-962, 2010.

MALINTAN, N. T.; MOHD, M. A. Determination of sulfonamides in selected urease an swine wastewater by high-performance liquid chromatography. **Journal of Chromatography**, Tallahassee, v. 1047, p. 85-92. 2006.

MARCATO, S. M.; LIMA, G. J. M. M. Efeito da restrição alimentar como redutor do poder poluente dos dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 855-863, 2005.

MARQUES, T. C. L. L. S.; VASCONCELLOS, C. A.; PEREIRA FILHO, I.; FRANÇA, G. E.; CRUZ, J. C. Envolvimento de dióxido de carbono e mineralização do nitrogênio em Latossolo Vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 581-589, 2000.

MARTINEZ, J. L. Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 2893–2902, 2009.

MARTINEZ, J. L. Natural antibiotic resistance and contamination by antibiotic resistance determinants: the two ages in the evolution of resistance to antimicrobials. **Frontiers in Microbiology**, Charlotte, v. 3, n. 1, p. 1-3 2012.

MASSÉ, D. I.; SAADY, N. M. C.; GILBERT, Y. Potential of biological processes to eliminate antibiotics in livestock manure: an overview. **Animals**, v. 4, p. 146-163, 2014.

MATSUOKA, M. **Atributos biológicos de solos cultivados com videira na região da Serra Gaúcha**. 171 f. 2006. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, 2006.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na Região de Primavera do Leste. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 425-433, 2003.

MENDES, I. C.; REIS JÚNIOR, F. B. **Microrganismos e disponibilidade de fósforo (P) nos solos: uma análise crítica**. Planaltina: Embrapa, 2003. 24 f. (Documentos, 85).

MIGLIORE, L.; CERIOI, N. L.; COZZOLINO, S.; FIORI, M. Phytotoxic antibiotic sulfadimethoxine elicits a complex response in the weed *Lythrum salicaria* L. **Dose-Response**, v. 8, p. 414-427, 2010.

MILLER, M.; DICK, R. P. Dynamics of soil C and microbial biomass on whole soil aggregates in two cropping systems differing in C-input. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 2, p. 253-261, 1995.

MILLER, S. S.; LIU, J.; ALLAN, D. L.; MENZHUBER, C. J.; FEDOROVA, M.; VANCE, C. P. Molecular control of acid phosphatase secretion into the rhizosphere of proteoid roots from phosphorus-stressed White Lupin. **Plant Physiology**, v. 127, p. 594-606, 2001.

MOJICA, E. R. E.; AGA, D. S. **Antibiotics Pollution in soil e water: potential ecological e human health issues**. University at Buffalo, Elsevier B. V. p. 97-109. 2011.

MOREIRA, J. A.; VITTI, D. M. S. S.; PATINO, R. M.; SILVA, T. S.; BUENO, I. C.; BERENCHTEIN, B. Impacto ambiental provocado pelo P em dietas suplementadas com enzima fitase e proteína ideal para suínos em crescimento: estudo do fluxo do P no metabolismo animal. **Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 62, n. 5, p. 1206-1215, 2010.

MOURA, A. C.; SAMPAIO, S. C.; REMOR, M. B.; SILVA, A. P.; PEREIRA, P. A. M. Long-term effects of swine wastewater and mineral fertilizer association on soil microbiota. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 36, p. 318-328, 2016.

NANNIPIERI, P.; SEQUI, P.; FUSI, P. Humus and enzyme activity. *In*: PICCOLO, A. (Ed.), **Humic Substances in Terrestrial Ecosystems**. New York: Elsevier, 1996. p. 293-328.

NORDENHOLT, R. M.; GOYNE, K. W.; KREMER, R. J.; LIN, C. H.; LERCH, R. N.; VEUM, K. S. Veterinary antibiotic effects on atrazine degradation and soil microorganisms. **Journal of Environmental Quality**, v. 45, n. 2, 565-75, 2016.

ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J.; ORRICO JÚNIOR, M. A. P. Caracterização e biodigestão anaeróbia dos dejetos de caprinos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 639-647, 2007.

PASSOS, S. R.; REIS JUNIOR, F. B.; RUMJANEK, N. G.; MENDES, L. C.; BAPTISTA, M. J.;

XAVIER, G. R. Atividade enzimática e perfil da comunidade bacteriana em solo submetido à solarização e biofumigação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 7, p. 879-885, 2008.

PAUL, E. A. **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. 3.ed. Amsterdam, Netherlands: Elsevier, Academic Press, 2007. 532 p.

PAULA, A. M.; LAMMEL, D. R.; BARTH, G.; CARDOSO, E. J. B. N. **Atividade enzimática no solo em áreas de café sob diferentes manejos**. In: FERTBIO 2006, Bonito, 2006. 1 CD-ROW.

PAVANELLI, L. E.; ARAÚJO, F. F. Parâmetros químicos e biológicos indicadores de qualidade de solo sob cultivo de braquiárias e soja no oeste paulista. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 57, n. 1, p. 118-124, 2010.

PELISSARI, R.; SAMPAIO, S. C.; GOMES, S. D.; CREPALLI, M. S. Lodo têxtil e água residuária da suinocultura na produção de mudas de *eucalyptus grandis* (W, Hill ex Maiden). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 2, p. 288-300, 2009.

PRIOR, M.; SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; OPAZO, M. A. U.; DIETER, J. Acúmulo e percolação de fósforo no solo devido à aplicação de água residuária da suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). **Revista Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, Guarapuava, v. 2, p. 89-96, 2009.

PUPIN, B.; NAHAS, E.; FREDDI, O. S. Microbial alterations of the soil influenced by induced compaction. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1207-1213, 2009.

QUILCHANO, C.; MARANÓN, T. Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 35, n. 2, p. 102-107, 2002.

RAGHOTHAMA, K. G. Phosphate acquisition. **Annual Review of Plant Physiology**, Palo Alto, v. 50, p. 665-693, 1999.

RALTE, V.; PANDEY, H. N.; BARIK, S. K.; TRIPATHI, R. S.; PRABHU, S. D. Changes in microbial biomass and activity in relation to shifting cultivation and horticultural practices in subtropical evergreen forest ecosystem of north-east India. **Acta Oecologica**, Montrouge, v. 28, n. 2, p. 163-172, 2005.

RAO, M. A.; VIOLANTE, A.; GIANFREDA, L. Interaction of acid phosphatase with clays, organic molecules and organo-mineral complexes: kinetics and stability. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 1007-1014, 2000.

RECOUS, S.; AITA, C.; MARY, B. In situ changes in gross N transformations in bare soil after addition of straw. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 119-133, 1999.

RECOUS, S.; ROBIN, D.; DARWIS, D.; MARY, B. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 27, p. 1529-1538, 1995.

REICHEL, R.; ROSENDAHL, I.; PEETERS, E. T. H. M.; FOCKS, A.; GROENEWEG, J.; BIERL, R.; SCHLICHTING, A.; AMELUNG, W.; THIELE-BRUHN, S. Effects of slurry from sulfadiazine- (SDZ) and difloxacin- (DIF) medicated pigs on the structural diversity of microorganisms in bulk e rhizosphere soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 62, 82-91, 2013.

RICHARDSON, A. E.; HADOBAS, P. A.; HAYES, J. E. Acid phosphomonoesterase and phytase activities of wheat (*Triticum aestivum* L) roots and utilization of organic phosphorus substrates by seedlings grown in sterile culture. **Plant, Cell and Environmental**, Oxford, v. 23, p. 397-405, 2000.

RIGOBELLO, R. C.; NAHAS, E. Seasonal fluctuations of bacterial population and microbial activity in soils cultivated with eucalyptus and pinus. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 61, n. 1, p. 88-93, 2004.

RITZ, K.; BLACK, H. I. J.; CAMPBELL, C. D.; HARRIS, J. A.; WOOD, C. Selecting biological indicators for monitoring soils: a framework for balancing scientific opinion to assist policy development. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 6, p. 1212-1221, 2009.

ROCHA, D. J. A.; CARDOSO, G.; MENESES, P.; WILLE, C. N.; COILA, V. H. C. MOURA, A. B. Caracterização bioquímica de bactérias isoladas de vermicomposto de esterco bovino: produção de fosfatases, amilases e lipases. In: ENCONTRO DE PÓS-GRADUAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS – ENPOS, 13. Pelotas, 2011. **Anais...** Pelotas: UFP, 2011.

ROLDÁN, A.; SALINAS-GARCÍA, J. R.; ALGUACIL, M. M.; DÍAZ, E.; CARAVACA, F. Soil enzyme activities suggest advantages of conservation tillage practices in sorghum cultivation under subtropical conditions. **Geoderma**, Amsterdam, v. 129, p. 178-185, 2005.

SACHER, F.; LANGE, F.; BRAUCH, H.; BLANKENHORN, I. Pharmaceuticals in groundwaters: Analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Wurtemberg, Germany. **Journal of Chromatography**, v. 938, p. 199–210, 2001.

SALAZAR, S.; SANCHEZ, L.; ALVAREZ, J.; VALVERDE, A.; GALINDO, P.; IGUAL, J.; PEIX, A.; SANTA-REGINA, I. Correlation Among Soil Enzyme Activities Under Different Forest System Management Practices. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 8, 1123-1131, 2011.

SAMPAIO, S. C.; FIORI, M. G. S.; OPAZO, M. A. U.; NÓBREGA, L. H. P. Comportamento das formas de nitrogênio em solo cultivado com milho irrigado com água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, p. 138-149, 2010.

SAMPAIO, S. C.; SILVESTRO, M. G.; FRIGO, E. P.; BORGES, C. M. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Revista Irriga**, Botucatu, v. 12, n. 4, p. 557-562, 2007.

SANCHEZ, E.; BORJA, R.; TRAVIESO, L.; MARTIN, A.; COLMENAREJO, M. F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary up flow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, Trinvandrum, v. 96, n. 3, p. 335-344, 2005.

SANTOS, M. A. A.; SCHMIDT, V.; BITENCOURT, V. C.; MAROSO, M. T. D. Esterqueiras: avaliação físico-química e microbiológica do dejetos suíno armazenado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 2, p. 537-543, 2007.

SARDÁ, L. G.; HIGARASHI, M. M.; MULLER, S.; OLIVEIRA, P. A.; COMIN, J. J. Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 9, p. 1008-1013, 2010.

SARKAR, B.; CHOI, H. L.; ZHU, K.; MEAL, A.; BIARSAS, B.; SURESH, A. Monitoring of soil biochemical quality parameters under greenhouse spinach cultivation through animal waste recycling. **Chemistry and Ecology**, p. 407-418, 2016.

SARMAH, A. K.; MEYER, M. T.; BOXALL, A. B. A. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (Vas) in the environment. **Chemosphere**, v. 65, p. 725–759, 2006.

SCHEFFER-BASSO, S. M.; SCHERER, C. V.; ELLWANGER, M. F. Resposta de pastagens perenes à adubação com chorume suíno: pastagem natural. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 37, n. 2, p. 221-227, 2008.

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, p. 23-131, 2007.

SEIDEL, E. P.; GONÇALVES JUNIOR, A. C.; VANIN, J. P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Revista Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 32, n. 2, p. 113-117, 2010.

SILVA, D. F.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; CECON, P. R.; BATISTA, R. O.; MOREIRA, D. A. Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*) e fertirrigado com percolato de resíduo sólido urbano. **Revista Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 243-251, 2011.

SILVA, E. T.; MELO, W. J. Atividade de proteases e disponibilidade de Nitrogênio para laranjeira cultivada em Latossolo Vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 833-841, 2004.

SILVA, P. G.; OLIVEIRA, A. A.; VIANA, O. N.; CALDEIRA, D. C. D.; REIS, L. L. S.; MARRIEL, I. E.; CARNEIRO, A. A. Eficiência de microrganismos mineralizadores de fitato isolados da rizosfera de linhagens de milho eficientes e ineficientes para o uso de fósforo. In: CONGRESSO NACIONAL DE MILHO E SORGO, 29, 2012, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: ABMS, 2012 p. 3671-3676.

SILVEIRA, A. O. **Atividades enzimáticas como indicadores biológicos da qualidade de solos agrícolas do Rio Grande do Sul**. 94 f. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, 2007.

SINGH, J. S.; RAGHUBANSHI, A. S.; SINGH, R. S.; SRIVASTAVA, S. C. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. **Nature**, v. 338, p. 499-500, 1989.

SINSABAUGH, R. L.; ANTIBUS, R. K.; LINKINS, A. E.; MCCLAUGHERTY, C. A.; RAYBURN, L.; WEILAND, T. Wood decomposition: nitrogen and phosphorus dynamics in relation to extracellular enzyme activity. **Ecology**, Ithaca, v. 74, p. 1586–1593, 1993.

SOUZA, E. S.; DEUS, F. G.; SILVA, V. L.; SILVA, P. G.; CARNEIRO, N. P.; GOMES, E. A.; OLIVEIRA, F. A. S.; MARRIEL, I. E.; CARNEIRO, A. A. Isolamento de fungos mineralizadores de P ligado a fitato da rizosfera de milho adubado de maneira convencional ou orgânica. In: CONGRESSO NACIONAL DE MILHO E SORGO, 28, Goiânia, 2010. **Anais...** Goiânia: Associação Brasileira de Milho e Sorgo, 2010. p. 2095-2100,

SOUZA, V. F.; REBELLO, F. F. O.; ASCHERI, J. L. R. Fitase: aspectos gerais e suas principais aplicações. **Revista Acta Tecnológica**, São Luís, v. 6, n. 2, 2011.

STEINWEG, J. M.; DUKES, J. S.; WALLENSTEIN, M. D. Modeling the effects of temperature and moisture on soil enzyme activity: Linking laboratory assays to continuous field data. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 55, p. 85-92, 2012.

STONE, D.; RITZ, K.; GRIFFITHS, B. G.; ORGIAZZI, A.; CREAMER, R. E. Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring. **Applied Soil Ecology**, v. 97, p. 12–22, 2016.

SUTTNER, T.; ALEF, K. Correlation between the arginine ammonification, enzyme activities, microbial biomass, physical and chemical properties of different soils. **Zentralblatt für Mikrobiologie**, Amsterdam, v. 143, p. 569-573, 1988.

SYLVIA, D. M.; FUHRMANN, J. J.; HARTEL, P. G.; ZUBERER, D. A. **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey: Prentice Hall, 1998. 550 p.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. *In*: WEAVER, R. W.; ANGLE, S.; BOTTOMLY, P. J. (Eds.). **Methods of soil analysis**. Part 2. Microbial and biochemical properties. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 775-833.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Assay of urease activity in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Berlin, v. 4, p. 479-487, 1972.

TAN, X.; CHANG, S. X.; KABZEMS, R. Soil compaction and forest floor removal reduced microbial biomass and enzyme activities in a boreal aspen forest soil. **Biology Fertility of Soils**, Firenze, v. 44, p. 471-479, 2008.

TAYLOR, J. P.; WILSON, B.; MILLS, M. S.; BURNS, R. G. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and sub soils using various techniques. **Soil Biology & Biochemistry**, Berlin, v. 34, n. 3, p. 387-401, 2002.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, v. 67, p. 1167-1179, 1986.

THE WORLD BANK. The International Bank for Reconstruction and Development. Agriculture and Rural Development Department. **Managing the livestock revolution**. Policy and technology to address the negative impacts of a fast growing sector. Washington, 2005. 63 p.

THIELE-BRUHN, S.; BECK, I. C. Effects of sulfonamide e tetracycline antibiotics on soil microbial activity e microbial biomass. **Chemosphere**, v. 59, p. 457-465, 2005.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; ANDRIOLI, I.; POLIDORO, J. C.; FABIAN, A. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 609-618, 2005.

TURNER, B. L.; HOPKINS, D. W.; HAYGARTH, P. M.; OSTLE, N. β -Glucosidase activity in pasture soils. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 20, p. 157-162, 2002.

VELOSO, A. V.; CAMPOS, A. T. ; PAULA, V. R.; DOURADO, D. C.; YANAGI JÚNIOR, T. ; SILVA, E. B. Energetic efficiency of a production system in swine deep bed. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, p. 1068-1079, 2012.

VERBEKE, G.; MOLENBERGHS, G. **Linear Mixed Models for Longitudinal Data**. New York: Springer Series in Statistics, 2009.

VICTORIA, R. L.; PICCOLO, M. C.; VARGAS, A. A. T. O ciclo do nitrogênio. *In*: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 105-121.

WANG, Y.; LI, F.; LIANG, J. B. Effect of sulfadiazine on soil nitrogen mineralization. WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 19, Soil Solutions for a Changing World. 1-6 August, 2010, Brisbane, Australian. **Proceeding...** Brisbane, Australian: SISC, 2010.

WEI, X.; WU, S. C.; NIE, X. P.; YEDILER, A.; WONG, M. H. The effects of residual tetracycline on soil enzymatic activities and plant growth. **Journal of Environmental Science and Health Part B**, v. 44, p. 461-471, 2009.

WEINTRAUB, S. R.; WIEDER, W. R.; CLEVELE, C. C.; TOWNSEND, A. R. Organic matter inputs shift soil enzyme activity and allocation patterns in a wet tropical forest. **Biogeochemistry**, v. 114, p. 313–326, 2013.

WONG, J. W. C.; LAI, M.; FANG, M.; MA, K. K. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. **Environment International**, Elmsford, v. 24, n. 8, p. 935–943, 1998.

YI, Z.; KONERGAY, E. T.; RAVINDRAN, V.; DENBOW, C. M. Improving phytase phosphorus availability in corn and soybean meal broilers using microbial phytase and calculating of phosphorus equivalency values for phytase. **Poultry Science**, Champaign, v. 75, p. 240–249, 1996.

ZHANG, N.; HE, X.; GAO, Y.; LI, Y.; WANG, H.; MA, D.; ZHANG, R.; YANG, S. Pedogenic carbonate and soil dehydrogenase activity in response to soil organic matter in *Artemisia ordosica* community. **Pedosphere**, v. 20, n. 2, p. 229–235, 2010.

ZHANG, Q.; SHAMSI, I. H.; ZHOU, H.; WEI, L.; ZHU, Z.; ADIL, M. F.; KONG, Z. Soil microbial communities e mineralization responses to penicillin e tetracycline loads. **Research & Reviews: Journal of Microbiology e Biotechnology**, v. 5, n. 3, p. 7–15, 2016.

ZHOU, Z.; RASKIN, L.; ZILLES, J. L. Identification of macrolide resistant microorganisms on antimicrobial-free swine farms. **Journal of Applied & Environmental Microbiology**, v. 75, p. 5814–5820, 2009.

ZILLES, J.; SHIMADA, T.; JINDAL, A.; ROBERT, M.; E RASKIN, L. Presence of macrolide-lincosamide-streptogramin B and tetracycline antimicrobials in ARSine waste treatment processes and amended soil. **Water Environment Research**, v. 77, p. 57–62, 2005.

ŽIŽEK, S.; ZIDAR, P. Toxicity of the ionophore antibiotic lasalocid to soil-dwelling invertebrates: avoidance tests in comparison to classic sublethal tests. **Chemosphere**, v. 92, n. 5, p. 570–5, 2013.