



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA - FAV

**IMPACTO DO CURTO TEMPO DE APLICAÇÃO DE
BIODIGESTADO SOBRE A FERTILIDADE DO SOLO E A
DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES HUMIFICADAS**

DANILO MARQUES FRANÇA

Brasília – DF

Abril de 2019

**IMPACTO DO CURTO TEMPO DE APLICAÇÃO DE
BIODIGESTADO SOBRE A FERTILIDADE DO SOLO E A
DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES HUMIFICADAS**

DANILO MARQUES FRANÇA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília, como parte das exigências para obtenção do título de mestre em Agronomia.

Orientador: Professor Jader Galba Busato

Brasília – DF

Abril de 2019

**IMPACTO DO CURTO TEMPO DE APLICAÇÃO DE
BIODIGESTADO SOBRE A FERTILIDADE DO SOLO E A
DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES HUMIFICADAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília, como parte das exigências para obtenção do título de mestre em Agronomia.

Daniilo Marques França
Orientador: Jader Galba Busato

COMISSÃO EXAMINADORA

__ de Abril de 2019

Orientador Prof. Dr. Jader Galba Busato

Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária – Universidade de Brasília

Prof. Dr. Juscimar da Silva

Centro Nacional de Pesquisa com hortaliças - Embrapa Hortaliças

Prof. Dra. Alessandra Monteiro de Paula

Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária – Universidade de Brasília

Dedico este trabalho à minha mãe Claudete Marques França pelo seu amor infinito, à minha filha Clara e ao meu pai João França pela sua memória sempre viva.

Agradecimentos

A Deus por me oferecer condições de realizar este trabalho.

Ao meu orientador Jader Galba Busato, pela paciência, amizade e conhecimento transmitido.

À professora Alessandra Monteiro de Paula, pelo auxílio durante a execução do trabalho.

Ao professor Delvio Sandri.

Aos companheiros Thales de Castro e Tiago dos Santos.

À Victoria Gómez.

Aos companheiros do Laboratório de Química do Solo da Universidade de Brasília.

A todos que, de alguma forma estão comigo nos maus e bons momentos da vida.

“Um passo a frente, e você não está mais no mesmo lugar.”

(Chico Science e Nação Zumbi)

SUMÁRIO

ABSTRACT	19
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. A fertilidade natural dos solos no Cerrado.....	3
2.2. Uso de resíduos orgânicos na agricultura.....	4
2.3. Sistemas de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos	5
2.4. Panorama atual da suinocultura e potencial de produção de biofertilizante a partir do tratamento de dejetos por biodigestão anaeróbia	6
2.5. A matéria orgânica do solo e a distribuição de suas frações também são indicadores de qualidade do solo	9
2.6. Possíveis efeitos do uso de dejetos suínos sobre a distribuição das frações húmicas do solo.....	10
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	13
3.1. Montagem do experimento.....	13
3.2. Obtenção, tratamento e características do efluente	14
3.3. Teste de uniformidade.....	18
3.4. Análises de fertilidade do solo	20
3.5. Fracionamento da matéria orgânica	21
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
4.1. Indicadores de fertilidade nas camadas de 0,0 – 0,2 e 0,2 – 0,4 m de profundidade	24
4.2. Distribuição das frações húmicas da matéria orgânica	43
5. CONCLUSÕES	49
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa do Brasil e imagens de satélite da Granja Miunça.....	13
Figura 2: Croqui da área experimental e divisão dos piquetes.....	14
Figura 3: Representação do sistema de tratamento do resíduo, produção de energia elétrica e aplicação do efluente.....	15
Figura 4: Ensaio de uniformidade de irrigação.....	19
Figura 5: Fracionamento da matéria orgânica.....	22
Figura 6: Teor de carbono orgânico total, teor de fósforo, teor de alumínio, pH (H ₂ O), acidez potencial e teor de cálcio em resposta à aplicação do efluente na camada de 0 – 0,2 m.....	27
Figura 7: Teor de magnésio, teor de potássio, soma de bases, CTC efetiva, saturação de bases e CTC pH = 7 em resposta à aplicação do efluente na camada de 0 – 0,2 m.....	28
Figura 8: Teor de alumínio, acidez potencial, teor de magnésio, teor de fósforo, teor de carbono orgânico total e pH (H ₂ O) em resposta à aplicação do efluente na camada de 0,2 – 0,4 m.....	29
Figura 9: Teor de cálcio, teor de potássio, soma de bases, CTC efetiva, saturação de bases e CTC pH = 7 em resposta à aplicação do efluente na camada de 0,2 – 0,4 m....	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características químicas do efluente obtido após a biodigestão de dejetos suínos da Fazenda Miunça.	17
Tabela 2: Aporte de nutrientes obtido com a aplicação de efluente para cada tratamento	18
Tabela 3: Resultados do ensaio de uniformidade da aplicação do efluente para determinação da lâmina de irrigação.	19
Tabela 4: Atributos químicos da fertilidade do solo da área experimental após a aplicação do efluente submetido à biodigestão anaeróbia.	25
Tabela 5: Coeficientes de correlação entre os atributos químicos da fertilidade do solo após a aplicação do efluente.	39
Tabela 6: Teores de sódio, condutividade elétrica e percentual de sódio trocável no solo após a aplicação do efluente submetido à biodigestão anaeróbia.	41
Tabela 7: Parâmetro para a classificação dos solos, segundo o Laboratório de salinidade dos Estados Unidos.	41
Tabela 8: Resultados do fracionamento da matéria orgânica após a aplicação do efluente submetido a biodigestão anaeróbia.	44

RESUMO

FRANÇA, Danilo Marques; Eng. Agrônomo, MS.; Universidade de Brasília; Abril de 2019; Impacto do curto tempo de aplicação de biodigestado sobre a fertilidade do solo e as frações humificadas. Orientador: Prof. Dr. Jader Galba Busato.

A baixa fertilidade natural dos solos é um dos fatores limitantes para a obtenção de boas colheitas agrícolas. A superação dessa limitação tem sido feita a partir do uso de fertilizantes industriais obtidos de fontes minerais não renováveis ou que empreguem grande volume de energia fóssil no seu processo produtivo. Algumas atividades agroindustriais geram um grande volume de resíduos orgânicos, os quais, após tratamentos adequados, podem ser empregados de maneira segura como fonte de nutrientes e matéria orgânica. Um exemplo é observado no setor suinícola, responsável pela produção de grande volume de resíduos orgânicos. Se inadequadamente descartados, os resíduos dessa atividade podem resultar em degradação da qualidade do ambiente. Entretanto, a partir do uso de sistema como os biodigestores anaeróbios, os resíduos da suinocultura, particularmente os dejetos animais, podem ser transformados em fertilizantes e energia. O presente trabalho tem por objetivo avaliar os impactos da aplicação de diferentes doses de efluente obtido após a biodigestão dos dejetos suínos sobre os indicadores de fertilidade e a distribuição das frações da matéria orgânica em um Latossolo do Cerrado. Para isto, um experimento de campo foi implantado na região do Programa de Assentamento Dirigido do Distrito Federal- PAD-DF, Brasília. O

efluente foi aplicado empregando-se canhão de irrigação autopropelido, nas doses 180, 360 e 540 m³ ha⁻¹. Um tratamento controle, sem adição do material, foi também implementado. Após três aplicações, amostras do solo foram coletadas nas camadas de 0,0 - 0,2 m e 0,2 - 0,4 m para análises. O teor de alguns nutrientes foi alterado com a aplicação de efluente. Na camada de 0,0 – 0,2 m com as doses 360 e 540 m³ ha⁻¹ houve uma redução de 57 % nos teores de alumínio e aumento significativo de 31 % nos valores de COT (carbono orgânico total). Para a mesma camada, a dose de 360 m³ ha⁻¹ promoveu aumento de 87 % nos teores de fósforo. Na camada de 0,2 - 0,4 m além da redução de 11 % da acidez potencial as doses 360 e 540 m³ ha⁻¹ também promoveram aumento significativo de 50 % nos teores de magnésio. Na mesma camada, a dose de 360 m³ ha⁻¹ promoveu redução de 11 % da acidez potencial e aumento de 54 % nos teores de fósforo. No entanto, a adição do efluente não resultou em efeito para os parâmetros pH; cálcio (Ca²⁺); potássio (K⁺); Soma de bases (SB); CTC efetiva (t); CTC (pH = 7) e Saturação de bases (V). Foi possível observar que o tratamento dos dejetos suínos e a sua aplicação nas camadas de 0,0 – 0,2 m e 0,2 – 0,4 m possibilitou a redução da saturação por alumínio, o aumento da mobilidade do fósforo e acréscimos nos valores de carbono orgânico. Os teores das frações húmicas AH (ácido húmico), AF (ácido fúlvico) e HUM (humina) também sofreram aumentos significativos nas duas camadas submetidas à aplicação de efluente. Porém esse resultado restringiu-se apenas para a dose de 180 m³ ha⁻¹.

Palavras-chave: biodigestão anaeróbia; fertilizantes alternativos; suinocultura; frações da matéria orgânica do solo.

ABSTRACT

FRANÇA, Danilo Marques; Agronomist, MS.; Universidade de Brasília; April 2019; Impact of the short time of application of biodigested on soil fertility and distribution of humified fractions . Adviser: Jader Galba Busato.

The low natural fertility of soils is one of the limiting factors for obtaining high quality crops. The overcoming of this limitation has been achieved from the use of chemical fertilizers obtained from non-renewable mineral sources or those that needs fossil energy in their production process. Some agroindustrial activities generate a large volume of organic waste, which, after adequate treatments, can be safely used as a source of nutrients and organic matter. An example is observed in the swine production sector, responsible for the production of large volume of organic waste. If improperly discarded, waste from this activity may result in hazardous consequences for the environment. However, anaerobic biodigesters allows pig waste to be transformed into fertilizer and energy. The present work aims to evaluate the impacts of the application of different doses of effluent obtained after the anaerobic digestion of swine manure on the fertility indicators and the distribution of the organic matter fractions in a Cerrado Oxisol. Thus, a field experiment was implemented in the region called Programa de Assentamento Dirigido do Distrito Federal – PAD-DF, Brasília. The effluent was applied using sprinkler gun at 180, 360 and 540 m³ ha⁻¹ doses. A control treatment without addition of the material was also included. After three applications, soil samples

were collected in the 0-0.20m and 0.20-0.40m depth layers for laboratorial analysis. The content of some nutrients was altered with the application of effluent. In the 0 - 0.2 m layer with the 360 and 540 m³ ha⁻¹ doses there was a 57 % reduction in aluminum contents and a significant increase of 31 % in COT values. For the same layer, the dose of 360 m³ ha⁻¹ promoted an increase of 87 % in phosphorus contents. In the 0.2 - 0.4 m layer, besides the 11 % reduction in the potential acidity, the 360 and 540 m³ ha⁻¹ doses also promoted a significant increase of 50 % in the magnesium content. In the same layer, the dose of 360 m³ ha⁻¹ promoted an 11 % reduction in potential acidity and a 54 % increase in phosphorus content. However, addition of effluent did not result in effect for pH parameters; calcium (Ca²⁺); potassium (K⁺); Sum of bases (SB); CTC effective (t); CTC (pH = 7) and Base Saturation (V). It was possible to observe that the treatment of swine manure and its application in the 0 - 0.2 m and 0.2 - 0.4 m layers allowed the reduction of aluminum saturation, increased phosphorus mobility and increases in carbon values organic. The levels of the humic fractions AH, AF and HUM also showed significant increases in the two layers submitted to the effluent application. However, this result was restricted only to the dose of 180 m³ ha⁻¹.

Keywords: anaerobic biogestion; alternative fertilizers; swine breeding; soil organic matter fractions.

1.INTRODUÇÃO

A fertilidade natural dos solos do Cerrado brasileiro é baixa (LOPES e GUILHERME, 2016). Para superar essa limitação, via de regra, os agricultores utilizam fertilizantes industriais tais como superfosfatos simples e triplo, cloreto de potássio, ureia e sulfato de amônio. Sem dúvida esse tipo de fertilizante aumenta a oferta de nutrientes presentes no solo e, associado a práticas como o uso de sementes melhoradas, de sistemas eficientes de irrigação e controle de doenças, a sua aplicação tem resultado em aumento da produtividade das lavouras. Todavia, esses fertilizantes são produzidos a partir de fontes minerais finitas (HASLER et al., 2015) ou, como no caso dos fertilizantes nitrogenados, empregam grande quantidade de energia fóssil em seu processo produtivo (VOJVODIC et al., 2014). Numa perspectiva de reduzir a dependência agrícola destes tipos de fertilizante, tem se tornado cada vez mais presente na agricultura brasileira o reaproveitamento de resíduos originados de diferentes atividades agroindustriais.

Algumas atividades agroindustriais dão origem a um grande volume de resíduos orgânicos que, se adequadamente tratados, podem ser empregados como fonte de nutrientes vegetais, matéria orgânica ou podem ser utilizados para a geração de energia calorífica ou elétrica. A suinocultura é um grande exemplo e os números dessa atividade, incluindo o quantitativo de resíduos gerado, chama atenção. Isso porque a demanda por carne suína em nível mundial é crescente, tendo alcançado a posição de proteína animal mais consumida (USDA, 2017). O Brasil ocupa papel destacado no setor da suinocultura, sendo o quarto maior exportador mundial. Anualmente, aproximadamente 3,3 milhões de toneladas de carne suína são produzidos no Brasil (ABPA, 2018). Entretanto, a suinocultura também é uma das atividades que mais geram

resíduos (BAVA et al., 2017) e, caso esses não sejam adequadamente tratados, podem ocasionar impactos ambientais negativos de grande magnitude.

Entre as formas de tratamento dos resíduos da suinocultura, o uso de biodigestores anaeróbios tem ganhado espaço. Os sistemas de biodigestão são estabelecidos pela degradação anaeróbia da matéria orgânica presente nos dejetos a partir da atuação da comunidade microbiana (NASIR et al., 2012). Eles podem diminuir a emissão de gases do efeito estufa (GEE) para a atmosfera, gerar biogás e produzir um efluente líquido que apresenta em sua composição nutrientes de plantas e matéria orgânica (INSAM et al., 2014; NKOA, 2014; LOURENZI et al., 2014; RIVA et al., 2016). Assim, a ampliação do número de biodigestores no país pode ser importante pois, além de tratar os resíduos, existe a possibilidade de aumentar a rentabilidade das propriedades devido à redução de custos com fertilizantes.

Além do nível de nutrientes presentes nos solos agrícolas, a matéria orgânica (MOS) e a distribuição das suas frações têm sido utilizados como indicadores da qualidade do solo devido à influência que os componentes orgânicos exercem em diferentes atributos físicos, químicos e biológicos dos solos (TIESSEN et al., 1994). Os tratamentos agrícolas como aração e gradagem, por exemplo, essenciais em alguns estágios do cultivo, podem afetar negativamente o teor de MOS e favorecer a decomposição das substâncias húmicas, fração orgânica de maior estabilidade. Nesse sentido, torna-se necessário repor a MOS nos solos agrícolas, sendo os resíduos da suinocultura agentes potenciais para repor os nutrientes e fornecer matéria orgânica.

O presente trabalho tem por objetivo avaliar os impactos da aplicação de diferentes doses de efluente obtido após a biodigestão dos dejetos suínos sobre os indicadores de fertilidade e a distribuição das frações da matéria orgânica em um Latossolo do Cerrado.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. A fertilidade natural dos solos no Cerrado

Essencialmente, as atividades agrícolas em solos do Cerrado diferem em relação às outras áreas mais férteis devido à baixa disponibilidade de nutrientes e em função da acentuada acidez (LOPES e GUILHERME, 2016). Os constantes processos intempéricos que ocorreram ao longo de milhões de anos sobre rochas e sedimentos na região mediterrânea do Brasil contribuíram para o processo denominado latolização, que consiste na remoção da sílica, favorecendo o domínio dos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (hematita, goethita, gibsitita) (OLIVEIRA, 2002). Em virtude dessa mineralogia e da predominância de minerais argilosos de baixa atividade, os solos do Cerrado também apresentam alta capacidade de fixação de fósforo (FINK et al., 2016). Esta característica é considerada uma das restrições mais fortes para o início das atividades agrícolas nesses solos (LOPES e GUILHERME, 2016). Outro fato também decorrente dos intensos processos de intemperismo é a remoção dos cátions de caráter básico do perfil do solo, que atualmente são considerados nutrientes essenciais para o desenvolvimento de plantas (NAWAZ et al., 2014). Além disso, as condições de umidade e temperatura que se encontram no Cerrado aceleram os processos de decomposição da matéria orgânica e as perdas de nitrogênio, resultando em solos com baixos teores desse nutriente (SOUSA e LOBATO, 2004).

Geralmente, as limitações em relação ao baixo nível de nutrientes exigem a aplicação de fertilizantes minerais solúveis acima das taxas exigidas para as culturas estabelecidas (BOND, 2010). Assim, com o passar do tempo, fontes minerais tais como as rochas fosfatadas, passaram a ser exploradas em larga escala, potencializando cada vez mais o esgotamento de jazidas (REIJNDERS, 2014). Nesse sentido, se não ocorrer

diminuição na demanda por fertilizantes, as reservas exploráveis de rochas fosfatadas podem durar de 300 até no máximo 400 anos (VAN KAUWENBERGH, 2010). Outra problemática decorrente da demanda por fertilizantes é o alto gasto de combustíveis fósseis utilizados no processo de fixação industrial de nitrogênio necessária para a fabricação de produtos como a uréia e o sulfato de amônio (VOJVODIC et al., 2014). Estima-se que para cada tonelada de amônia produzida, são gastos seis barris de petróleo (HUNGRIA, 2007). Além das fontes esgotáveis e do alto consumo de energia na produção de fertilizantes, encontra-se a dependência de matéria-prima importada para a elaboração dos fertilizantes formulados à base de nitrogênio, fósforo e potássio. Com base nisso, o preço dos fertilizantes oscilam de acordo com o mercado econômico internacional, e nem sempre resulta em retornos financeiros para os agricultores.

2.2. Uso de resíduos orgânicos na agricultura

A utilização de resíduos orgânicos na agricultura é uma alternativa que possibilita reduzir a demanda por fertilizantes minerais solúveis. O uso de restos de culturas, de alimentos, de cinzas de fogueiras entre outros se tornou uma prática recorrente em todas as civilizações, e existe desde os primórdios da agricultura, quando alguns povos primitivos começaram a produzir seus próprios alimentos, diminuindo a dependência da caça e da coleta (EHLERS, 1999).

Diferentes atividades urbanas, industriais ou agrícolas geram resíduos orgânicos que podem ser reutilizados em benefício da agricultura e do meio ambiente, desde que sejam reciclados de maneira adequada. Em escala global, a produção per capita diária de resíduos alcança 1,17 kg, devendo alcançar 1,47 kg até 2025, sendo aproximadamente 46 % desse material de origem orgânica (HOORNWEG et al., 2012). Práticas como a utilização de resíduos orgânicos aparecem como alternativas a todas essas questões voltadas a preservação de recursos naturais. No Brasil, é crescente o reaproveitamento

desses resíduos e uma vasta série de trabalhos confirma a viabilidade do seu uso na agricultura, com destaque para aqueles originados das indústrias da produção de proteína animal, de indústrias sucro-alcooleiras e de agroindústria cafeeira e do biochar de lodo de esgoto (BUSATO et al., 2005; CARDOSO et al., 2011; QUINTANA et al., 2011; CARNEIRO et al., 2013; INSAM et al., 2015; ZORNOZA et al., 2016; FARIA et al., 2017).

Os resíduos da produção animal são abundantes no país, principalmente os dejetos suínos. Em função do alto volume gerado e de seu potencial poluidor, a sua utilização apresenta possibilidade de economia aos produtores devido o seu potencial uso como biofertilizante (ZHANG et al., 2017). Entretanto, a utilização de determinados tipos de resíduos orgânicos na agricultura depende de tratamentos prévios para evitar contaminações no meio ambiente e desequilíbrios nos ecossistemas. Nesse sentido, há várias formas de tratamento, incluindo algumas que possibilitam tratar os resíduos e, ainda, gerar co-produtos de retorno econômico para o agricultor. O sistema de biodigestão anaeróbia é um exemplo e seu emprego nas propriedades rurais tem crescido nos últimos anos (GRANDO et al., 2017)

2.3. Sistemas de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos

O tratamento de resíduos orgânicos por meio da digestão anaeróbia tem contribuído para o avanço tecnológico e para a rentabilidade em plantas de biogás agroindustriais (BEGGIO et al., 2019). Trata-se de um conjunto de processos em que os microrganismos degradam a matéria orgânica na ausência de oxigênio. Estes sistemas são apropriados para o tratamento de resíduos oriundos da criação de animais e resultam em dois produtos de valor: o biogás e o material digerido (NASIR et al., 2012), também denominado efluente.

Para realizar a digestão, uma cadeia de reações metabólicas (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) é realizada por microorganismos, favorecendo a produção do biogás (MONTAG e SCHINK, 2016). O biogás é composto por aproximadamente 62 % de metano (CH₄), 34 % dióxido de carbono (CO₂) e 4 % de sulfeto de hidrogênio (H₂S) (MATHERI et al., 2018).

Uma das principais vantagens da utilização do biogás é o seu potencial para ser integrado na economia rural, uma vez que utiliza recursos internos da propriedade. Os benefícios e os ganhos obtidos com o uso de biodigestores no tratamento de resíduo favorecem a preservação dos recursos naturais e auxiliam na redução dos custos com energia elétrica (BATTINI et al., 2014). Nas áreas rurais, a utilização de energias renováveis pode ser um complemento de trabalhos agrícolas tradicionais, aumentando a qualidade de vida dos seus habitantes (MENGISTU et al., 2015). Além disso, esse sistema é capaz de reduzir as taxas da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no resíduo em até 85 %, diminuir em até 100 % a presença de *Salmonella sp.* e 97 % dos coliformes fecais (VIANCELLI et al., 2013), tornando o efluente obtido mais seguro finais obtidos mais seguros para aplicação no campo. Diversos resíduos orgânicos podem ser tratados por meio de sistemas de biodigestão anaeróbia. Entretanto, devido à importância econômica e social da suinocultura, aliado ao potencial de contaminação dos resíduos gerados, tem se destacado cada vez mais o tratamento de dejetos suínos em sistemas de biodigestão anaeróbia.

2.4. Panorama atual da suinocultura e potencial de produção de biofertilizante a partir do tratamento de dejetos por biodigestão anaeróbia

A suinocultura é um setor com grande impacto na economia nacional, concebendo emprego e alimento para a população. Todo o processo de produção de carne suína, a partir da geração de matrizes até a comercialização, se encontra em

ascensão nos últimos anos. Atualmente, no ranking mundial, o Brasil é o quarto maior produtor e exportador de carne suína, com produção média anual de 3,7 milhões de toneladas, sendo que 700 mil toneladas são exportadas para 70 países (ABPA, 2018). De acordo com a Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA), em 2017 o país bateu o seu recorde histórico com a produção de aproximadamente 37 milhões de cabeças de suínos.

Nos últimos anos, houve um aumento no consumo per capita de carne suína no Brasil, passando de 11 para aproximadamente 15 kg/habitante/ano (ABPA, 2018). Com esse, e com as exigências para uma produção cada vez mais sustentável e sem comprometimento ambiental, muitas granjas são classificadas como de média a alta tecnificação. Assim, Torna-se necessário buscar soluções para que o sistema seja capaz de conciliar todos os processos realizados no manejo, buscando sempre preservar o meio ambiente e o equilíbrio entre os sistemas. Ainda que incipiente, como estratégia para reduzir a alta carga de poluentes, tem sido crescente a instalação de biodigestores por produtores de suínos como forma de reduzir a alta carga poluidora do resíduo (YUAN et al., 2018).

O volume de dejetos líquidos que um suíno nas fases de crescimento e de terminação é capaz de produzir pode variar de 7 a 9 L por dia, podendo alcançar 2,3 kg de esterco por dia (DIESEL et al., 2002). As matrizes, quando estão em fase de lactação, chegam a produzir diariamente 6,4 kg de esterco e a produção de dejetos líquidos pode alcançar 27 L (OLIVEIRA, 1995). Os dejetos de suínos são constituídos por fezes, urina, água dos bebedouros e da higienização, por resíduos de ração, por pelos e por poeiras. Esses materiais apresentam elevada carga orgânica e de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio (VIANCELLI et al., 2013).

Por serem animais monogástricos, os suínos também apresentam uma pequena capacidade de armazenamento em seu sistema digestivo, não possuindo as enzimas necessárias para a degradação de alguns compostos orgânicos, tornando-se necessária uma suplementação destas enzimas para elevar o aproveitamento dos nutrientes (GIANG et al., 2010). Ainda assim, grande parte dos nutrientes que está presente na alimentação dos suínos é eliminada nos dejetos, potencializando o seu uso na fertilização do solo (GUARDIA et al., 2017).

Após passar por biodigestores anaeróbios, a composição média do efluente gerado se encontra na faixa de 0,5 a 4 % de nitrogênio, 0,5 a 5 % de fósforo, 0,5 a 3 % de potássio e cerca de 90 a 95 % de água (DE OLIVEIRA, 2011). Ao utilizar a água residuária da suinocultura associada com fertilizantes minerais no Latossolo vermelho, Prior et al. (2013) observaram que essa combinação é um potencial fertilizante no cultivo de milho. A aplicação no solo e nas plantas do efluente da biodigestão de resíduos da suinocultura contribui para o aumento da disponibilidade de nutrientes e resulta em aumento da produtividade de culturas como a soja e o milho (CASSOL et al. 2012). De acordo com GIACOMINI et al. (2008) ao aplicar a dose de $63,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ do efluente da suinocultura, houve aumento de 243 % na produtividade dos grãos de milho. FREITAS et al. (2004) também relataram que o efeito da aplicação de dejetos na produção de milho para silagem aumentou consideravelmente a altura das plantas e o peso das espigas de milho. BOUGNOM et al. (2012) também verificaram que o uso do resíduo obtido da produção de biogás tem efeito positivo tanto em alguns parâmetros químicos do solo, quanto no rendimento de pastagens.

2.5. A matéria orgânica do solo e a distribuição de suas frações também são indicadores de qualidade do solo

A matéria orgânica do solo (MOS) é composta por resíduos oriundos de plantas, de animais e microrganismos em vários estágios de decomposição (CAMPBELL, 1978). Em solos de origem tropical e subtropical, a MOS influencia de forma positiva as características físicas, químicas e biológicas do solo (ABUJABHAH et al., 2016; WHITMAN et al., 2016). A MOS apresenta grande importância nas propriedades do solo devido os diversos componentes químicos presentes na sua estrutura, nesse sentido uma de suas principais ações no solo é a sua ação tamponante em uma grande faixa de pH (CURTIN et al., 1997). Nessa perspectiva, a adição de compostos orgânicos no solo, poderá resultar em aumento ou redução do pH, dependendo dos processos que utilizam ou liberam íons de H^+ . A MOS também possui grande importância para a CTC, principalmente em solos tropicais ricos em caulinita e oxihidróxidos de ferro e alumínio (HELLING et al., 1964). Alguns trabalhos mostram que a CTC do solo pode ser aumentada principalmente em sistemas de manejo que promovem o aporte e a manutenção da MOS, como sistemas de plantio direto e em ambientes que receberam a aplicação de resíduos orgânicos (BUSARI et al., 2015; RAMOS et al., 2018).

O fato da MOS apresentar em sua composição vários grupamentos funcionais proporciona uma afinidade química com os metais. A complexação de metais pela MOS é importante para muitos processos que ocorrem no solo. Nesse contexto, o manejo sustentável da MOS ao favorecer a formação de quelatos com metais, promove também um aumento da mobilidade de micronutrientes catiônicos (HIMES et al., 1957). Além de fatores relacionados à química do solo, a MOS também atua como agente cimentante das partículas e tem grande importância na formação de agregados e na retenção de água no solo (LOSS et al., 2012)

Através da manutenção do metabolismo energético dos microrganismos, a MOS também apresenta importância nas propriedades biológicas do solo, capaz de influenciar direta ou indiretamente outros processos. Com base nisso, a utilização da MOS e o possível aumento na ação dos microrganismos, também são essenciais para rendimentos a longo prazo (RYALS et al., 2013).

2.6. Efeitos do uso de dejetos suínos sobre a distribuição das frações húmicas do solo

A matéria orgânica desempenha um papel central na manutenção da fertilidade do solo, fornecendo os nutrientes e garantindo a manutenção das propriedades físicas do solo (CRASWELL et al., 2001). Os benefícios que a matéria orgânica promove no solo dependem da saída e da reposição natural da biomassa, que ocorre no sistema ou decorrem da aplicação de resíduos orgânicos como esterco animal, lodo de esgoto, compostos orgânicos e o produto final da digestão anaeróbia (SARUHAN et al., 2010; AL SEADI et al., 2013; JÚNIOR et al., 2015).

Dentro de uma abordagem de sustentabilidade agrícola, nos últimos anos, há uma série de trabalhos abordando o papel das substâncias húmicas (SH) como bioestimulantes do crescimento vegetal (NARDI et al., 2016; NAGASAWA et al., 2016; PUGLISI et al., 2018). As SH são estruturas que constituem, aproximadamente, 60 % do material orgânico presente nos solos e nos sedimentos, sendo considerados elementos-chave dos ecossistemas terrestres (TREVISAN et al., 2010). De acordo com a sociedade internacional de substâncias húmicas (IHSS – *International Humic Substance Society*), essas substâncias são classificadas pela solubilidade em diferentes valores de pH: ácidos fúlvicos (AF), quando solúveis em meio alcalino e ácido; ácidos húmicos (AH), quando solúveis em solução alcalina e insolúveis em meio ácido, e a fração húmica (H) insolúvel em qualquer valor de pH.

As SH são frações estáveis da matéria orgânica e apresentam um papel importante para o solo, contribuindo para o aumento de alguns fatores, tais como a retenção de água, as trocas gasosas, a CTC do solo, a regulação de enzimas, o estoque de nutrientes e a ação de hormônios vegetais (SPACCINI et al., 2013; CANELLAS et al., 2014; VOLIKOV et al., 2016; BUSATO et al., 2016; TAHIRI et al., 2016).

PLAZA et al. (2006) demonstraram que, nas primeiras aplicações do resíduo líquido da suinocultura, ocorreu uma série de alterações nas frações húmicas do solo, promovendo acréscimos do carbono orgânico, do enxofre e das cadeias com a presença de estruturas fenólicas e alifáticas, parcialmente acumuladas pela incorporação de substâncias húmicas no solo. O cultivo de plantas forrageiras também pode contribuir para o incremento de frações húmicas do solo. Em ambientes em que o aporte de material orgânico é constante, principalmente em pastagens onde ocorre a preservação da palha por um longo tempo, há um aumento de moléculas hidrofóbicas (ácidos húmicos) da matéria orgânica (CANELLAS et al., 2008). Tal fato está atribuído a maior degradação de resíduos orgânicos ocasionada pelo aumento da atividade microbiana.

Nesse sentido, a utilização de resíduos orgânicos tais como o efluente da biodigestão de dejetos suínos na manutenção de pastagens, é uma estratégia importante para avaliar a participação das frações húmicas no solo, com grande importância para o desenvolvimento de práticas sustentáveis na agricultura.

A principal hipótese do presente trabalho é que a aplicação do efluente obtido após a biodigestão dos dejetos suínos promove possíveis alterações nos indicadores químicos associados à fertilidade do solo e um aumento das frações húmicas.

Objetivo geral

Avaliar os impactos da aplicação de diferentes doses do efluente obtido da biodigestão de dejetos suínos sobre os indicadores de fertilidade do solo e a distribuição das frações húmicas da matéria orgânica.

Objetivo específico

Avaliar em um período de seis meses a dinâmica dos nutrientes e a distribuição das frações húmicas nas camadas de 0,0 – 0,2 m e 0,2 – 0,4 m de um Latossolo que recebeu 3 aplicações parceladas de efluente, totalizando doses de 180, 360 e 540 m³ ha⁻¹, sendo cada uma para cada tratamento.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Montagem do experimento

O trabalho foi realizado na Granja Miunça, propriedade localizada no Programa de Assentamento Dirigido do Distrito Federal (PAD-DF), entre o Distrito Federal e o Estado do Goiás (Figura 1). O experimento foi conduzido em uma área de Latossolo Vermelho cultivado com *Urochloa decumbens*, utilizada para a pastagem de bovinos. A área do experimento foi demarcada em quatro piquetes, cada um medindo 200 m de comprimento e 50 m de largura, com área de 1 ha. Cada piquete foi dividido em cinco parcelas de áreas iguais (Figura 1).

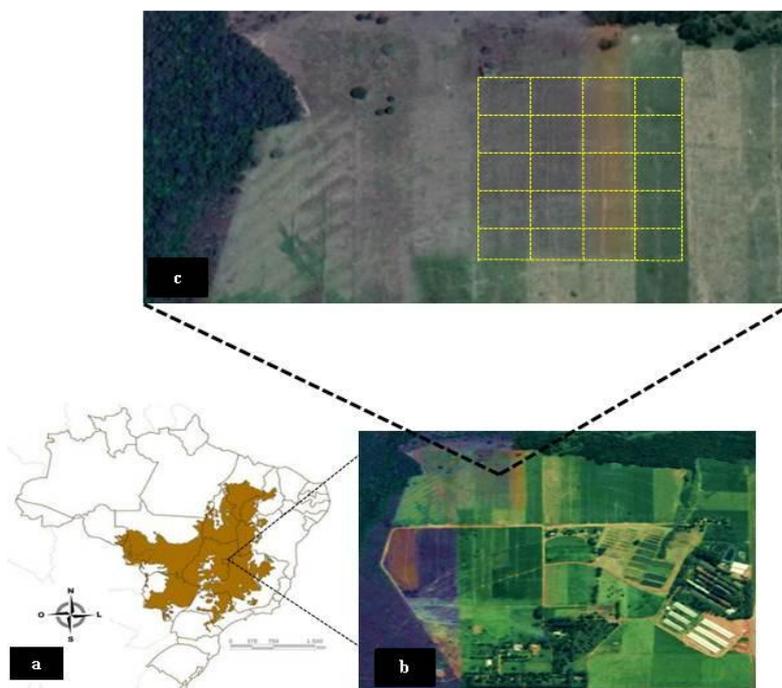


Figura 1: Representação da área experimental; Mapa do Brasil e a identificação do bioma Cerrado. IBGE 2017 (a); Imagem de satélite da Granja Miunça. (Google Earth) (b); Imagem de satélite com a área do experimento destacada (Google Earth) (c).

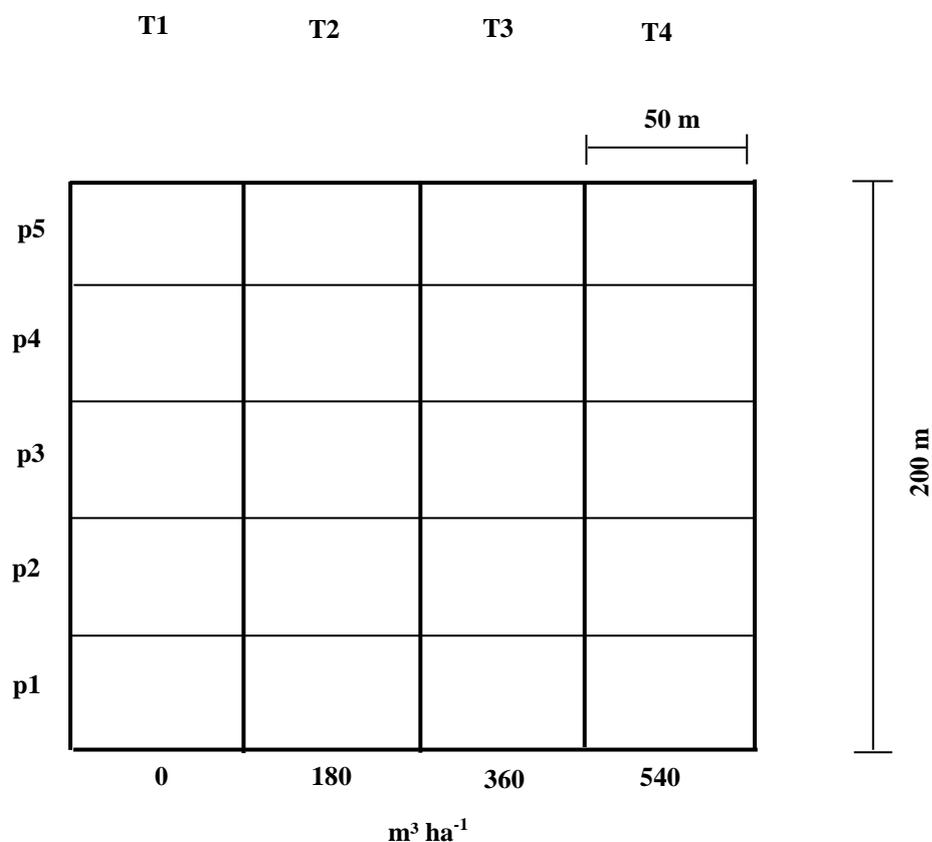


Figura 2: Croqui da área experimental e divisão dos piquetes em parcela. (p = parcela, T= tratamento).

3.2. Obtenção, tratamento e características do efluente

A Figura 3 apresenta um esquema do sistema de captação e transporte dos dejetos suínos até o sistema de biodigestão e posterior aplicação no campo. O resíduo da criação de suínos da Fazenda Miunça é transportado por dutos até um tanque de aeração. Em seguida, o material passa por um filtro extrusor para a retirada do material orgânico em suspensão para, em seguida, por meio da gravidade, chegar até uma serpentina, onde ocorre a remoção de particulados sólidos. Posteriormente, o material é encaminhado para o digestor anaeróbio, onde ocorre a degradação do material orgânico

e a remoção de gases como CO_2 e CH_4 , que serão transportados por dutos até o gerador de energia elétrica. Em seguida, o material biodigerido é bombeado para uma lagoa de maturação, de onde segue para ser aplicado nas áreas de pastagem (Figura 3).

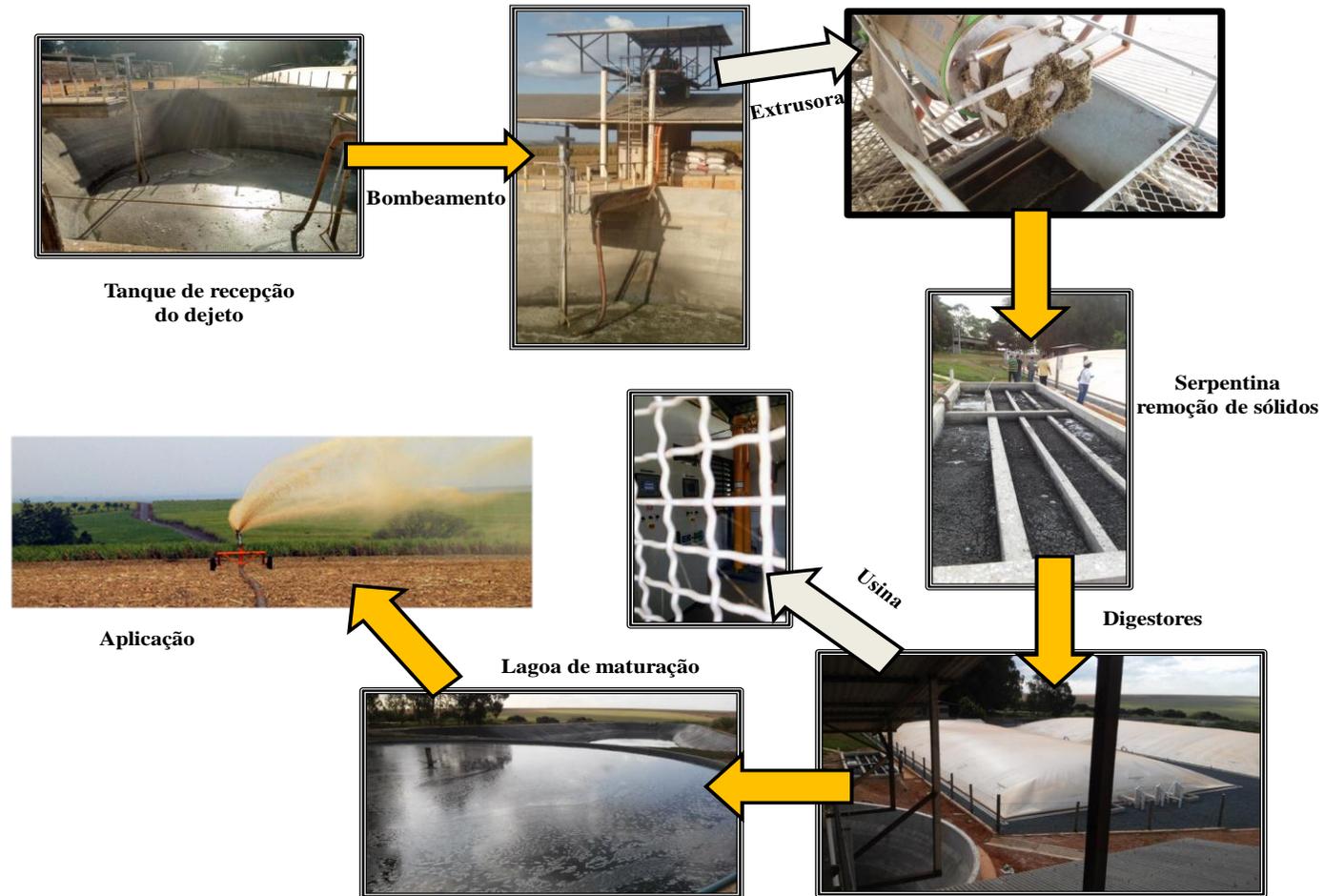


Figura 3: Representação do sistema de tratamento do resíduo, produção de energia elétrica e aplicação do efluente

Amostras do efluente foram coletadas após o processo de biodigestão e imediatamente transferidas para o Laboratório do Centro de Tecnologia Agrícola e Ambiental, localizado em Paracatu – MG, para análises. As variáveis químicas foram analisadas, em triplicata, empregando-se o método de referência *Standart Methods for Analysis of Water and Wastewater* (SMWW). Os resultados estão apresentados na Tabela 1. Além dos resultados de caracterização do efluente para os parâmetros químicos, o aporte de nutrientes obtido com a aplicação em cada tratamento são apresentados na Tabela 2.

Tabela 1: Características químicas do efluente obtido após a biodigestão de dejetos suínos da Fazenda Miunça. Valores médios \pm erro padrão da média (n=3)

Parâmetro	Resultado	Unidade	Método de referência
C.E	6,90 \pm 0,2	$\mu\text{s cm}^{-1}$	-
pH	7,30 \pm 0,3	-	-
Carbono Orgânico Total	305,40 \pm 0,0	mg L^{-1}	SMWW 5310
DBO (O ₂)	1147,50 \pm 545,0	mg L^{-1} de O ₂	SMWW 5210 B
DQO (O ₂)	2245,50 \pm 965,0	mg L^{-1} de O ₂	SMWW 52 20 D
Fósforo	41,33 \pm 11,7	mg L^{-1}	SMWW 3030 B e 3120 B
Nitrato	13,23 \pm 4,5	mg N L^{-1}	SMWW 4110 B
Amônio	834,00 \pm 79,0	mg L^{-1}	SMWW 4500 NH ₃
Nitrogênio Total	849,60 \pm 101,2	mg L^{-1}	SMWW 4520
Cloretos	730,00 \pm 510,0	mg L^{-1}	SMWW 4110 B
Boro	0,47 \pm 0,07	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Cálcio	148,00 \pm 016,0	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Cobalto	0,03 \pm 0,0	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Cobre	0,64 \pm 0,17	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Enxofre	34,78 \pm 4,75	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Ferro	12,03 \pm 8,75	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Magnésio	37,83 \pm 11,56	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Manganês	2,28 \pm 1,80	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Molibdênio	0,02 \pm 0,01	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Níquel	0,01 \pm 0,03	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Potássio	650,25 \pm 26,51	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Silício	12,30 \pm 0,827	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Sódio	143,80 \pm 172,0	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B
Zinco	9,55 \pm 6,57	mg L^{-1}	SMWW 3030 E e 3120 B

C.E= Condutividade elétrica; DBO= Demanda Biológica por Oxigênio; DQO= Demanda Química por Oxigênio. SMWW (Standart Methods for Analysis of Water and Wastewater)

Tabela 2: Aporte de nutrientes obtido com a aplicação de efluente para cada tratamento

Parâmetro	Unidade	180 m³ ha⁻¹	360 m³ ha⁻¹	540 m³ ha⁻¹
Carbono	kg ha ⁻¹	61,70	123,40	185,10
Nitrogênio	kg ha ⁻¹	143,90	287,81	431,71
Fósforo	kg ha ⁻¹	9,08	18,15	27,23
Potássio	kg ha ⁻¹	105,20	210,41	315,61
Sódio	kg ha ⁻¹	27,29	54,58	81,87
Cloretos	kg ha ⁻¹	111,93	223,85	335,78
Boro	g ha ⁻¹	81,00	162,00	243,00
Cálcio	kg ha ⁻¹	23,73	47,46	71,18
Cobalto	g ha ⁻¹	5,40	10,80	16,20
Cobre	g ha ⁻¹	104,40	208,80	313,20
Enxofre	kg ha ⁻¹	7,26	14,53	21,79
Ferro	kg ha ⁻¹	1,63	3,26	4,89
Magnésio	kg ha ⁻¹	6,09	12,18	18,27
Manganês	g ha ⁻¹	311,40	622,80	934,20
Molibdênio	g ha ⁻¹	3,60	7,20	10,80
Níquel	g ha ⁻¹	1,80	3,60	5,40
Silício	kg ha ⁻¹	1,87	3,74	5,61
Zinco	kg ha ⁻¹	1,28	2,56	3,84

(De CASTRO, 2019)

3.3. Teste de uniformidade

Um teste de uniformidade foi realizado previamente com objetivo de determinação da lâmina de aplicação do efluente (Figura 4). Com esta lâmina, determinou-se posteriormente a dose aplicada do efluente. O teste de uniformidade foi realizado distribuindo-se 120 coletores equidistantes pelo piquete (Figura 4). A aferição do volume coletado foi realizada com proveta graduada. O cálculo do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) considerou a média de 25 % dos valores de precipitação menores em relação à média total (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1968). Após a realização do teste e com base nos resultados obtidos (Tabela

3), além do tratamento controle, foram determinadas as seguintes doses: 180; 360 e 540 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, sendo cada dose o volume total de efluente aplicado em cada piquete.



Figura 4: Ensaios de uniformidade com a instalação de pluviômetros e aferição do volume de efluente coletado para determinação das doses a serem aplicadas.

Tabela 3: Resultados do ensaio de uniformidade da aplicação do efluente para determinação da lâmina de irrigação

Parâmetros	Testes	
	I	II
Volume médio coletado (mL)	74,5	30,2
Média dos < 25 % (mL)	65,4	26,0
Lâmina aplicada (mm)	15,0	6,0
CUD (%)	87 %	86 %

Teste I: Realizado na 2ª marcha do equipamento; Teste II: Realizado na 4ª marcha do equipamento $\text{CUD} (\%) = (\text{Média dos } < 25 \% / \text{Volume médio coletado}) \times 100$.

A Tabela 3 apresenta os coeficientes de uniformidade de distribuição (CUD). Os valores indicam para os dois testes realizados, que a aplicação de efluente com o canhão

auto-propelido possui uniformidade regular. Com base nos resultados dos testes, a lâmina utilizada para aplicação do efluente foi a de 6,0 mm m². Os coeficientes obtidos são considerados bons de acordo com a classificação realizada por BRALTS (1986).

As aplicações do efluente foram parceladas em três vezes, entre os meses de Setembro e Dezembro de 2017, totalizando para cada tratamento as seguintes doses: 180, 360 e 540 m³ ha⁻¹, além do tratamento controle.

3.4. Análises de fertilidade do solo

As análises de fertilidade do solo e o fracionamento da matéria orgânica foram realizados no laboratório de química do solo da Universidade de Brasília. As coletas foram realizadas antes e cinquenta dias após a aplicação do efluente. Para isto, foram coletadas 12 amostras simples de solo em cada parcela, nas camadas de 0,0 - 0,2 m e 0,2-0,4 m de profundidade, para formar uma amostra composta, sendo o total de 5 amostras por cada tratamento. Posteriormente, o solo foi seco e destorroado para a obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). As análises para fins de fertilidade foram realizadas conforme SILVA (2009). Os teores de fósforo e potássio foram determinados após extração com solução Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹), após a formação do complexo fósforo-molibdênio na presença de ácido ascórbico. A determinação do potássio foi realizada por fotometria de chama. Os cátions Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ trocáveis foram extraídos com KCl 1 mol L⁻¹. Os teores de Al³⁺ foram obtidos por titulação com NaOH 0,025 mol L⁻¹, em presença de azul de bromotimol. A acidez potencial (H+Al) foi determinada com acetato de cálcio (CH₃COO)₂CaH₂O 0,5 mol L⁻¹ a pH 7,0 como extrator, com a sua posterior titulação utilizando NaOH 0,025 mol L⁻¹. O teor de carbono orgânico total (COT) foi determinado pelo método de Walkley-Black com modificações (YEOMANS e BREMNER 1998).

Antes da aplicação dos tratamentos, o solo apresentou as seguintes características químicas para a camada de 0,0 – 0,2 m: 5,3 de pH (H₂O); 3,6 mg dm⁻³ de fósforo; 0,13 cmol dm⁻³ de alumínio; 3,1 cmol dm⁻³ de cálcio; 0,5 cmol dm⁻³ de magnésio; 0,95 cmol dm⁻³ de potássio; 7,6 cmol dm⁻³ de acidez potencial e 19 g kg⁻¹ de carbono orgânico total (COT). Enquanto para a camada de 0,2 – 0,4 m foram: 4,8 de pH (H₂O); 2,2 mg dm⁻³ de fósforo; 0,17 cmol dm⁻³ de alumínio; 2,4 cmol dm⁻³ de cálcio; 0,4 cmol dm⁻³ de magnésio; 0,67 cmol dm⁻³ de potássio; 8,4 cmol dm⁻³ de acidez potencial e 16,2 g kg⁻¹ de carbono orgânico total (COT).

3.5. Fracionamento da matéria orgânica

Para realização do fracionamento da matéria orgânica, amostras de solo foram submetidas a uma solução de ácido fosfórico 2 mol L⁻¹ para a separação da matéria orgânica leve (MOL), por filtragem (Figura 5). O extrato solúvel obtido em ácido fosfórico 2 mol L⁻¹ foi denominado ácido fúlvico livre (AFL). Em seguida, uma solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹ foi adicionada aos solos residuais na relação 1:20 (v:v), solubilizando ácidos fúlvicos (AF) e ácidos húmicos (AH), denominado extrato alcalino solúvel. O resíduo sólido insolúvel foi denominado como huminas (HUM). Os AH e AF presentes no extrato alcalino foram separados após acidificação do meio até pH 1-1,5 utilizando-se ácido sulfúrico concentrado P.A.

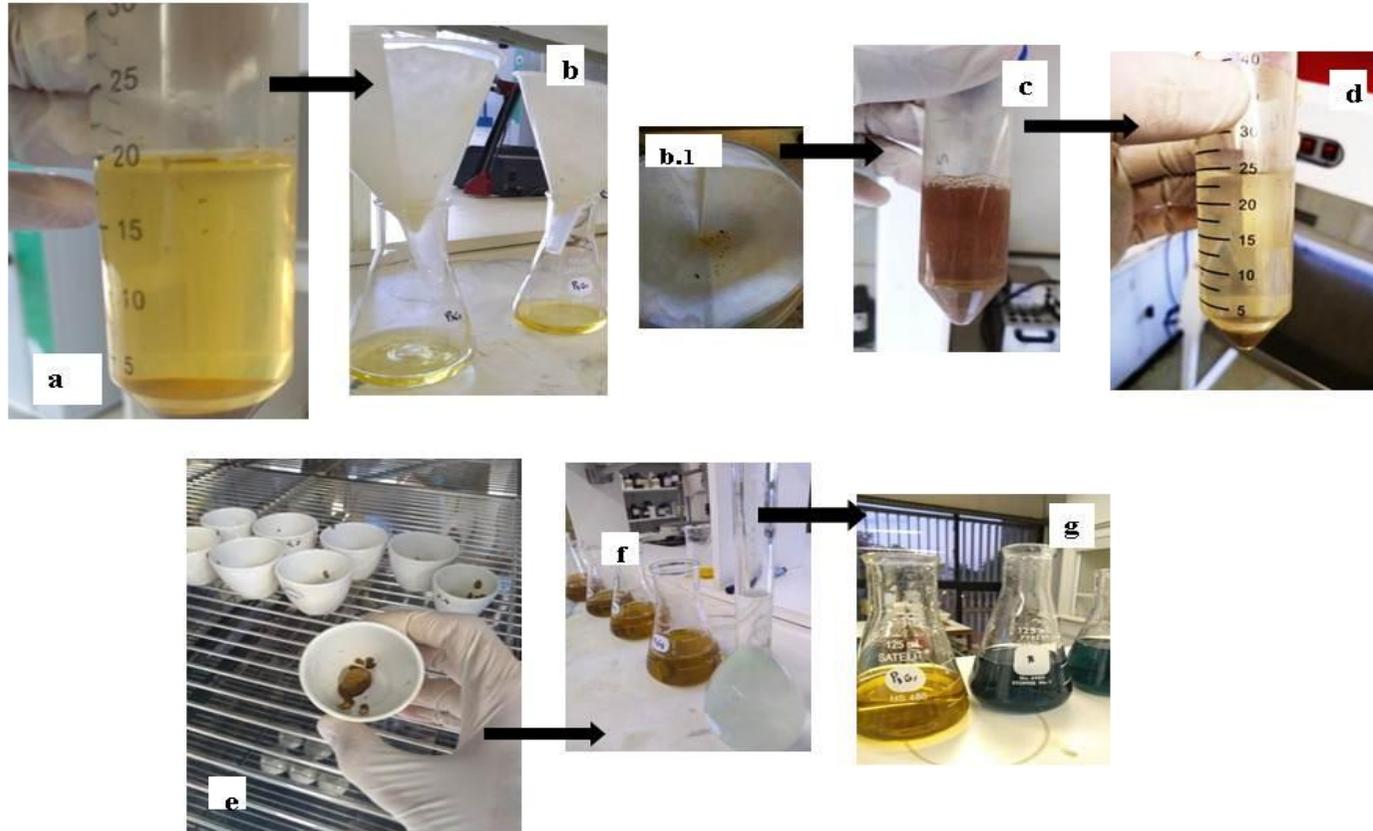


Figura 5: Fracionamento da matéria orgânica do solo. Solubilização do AFL (a); separação do AFL da MOL (b, b.1); solubilização das SH, AF + AH (c); separação por centrifugação do AH e AF (d); fração HUM seca em estufa (e); preparo das soluções (f); titulação das frações (g).

O material que permanece solúvel após a acidificação constitui a fração AF, e o precipitado constitui a fração AH. Os teores de carbono nas frações AFL, AF, AH e HUM foram determinados de acordo com a metodologia de YEOMANS e BREMNER 1998. A MOL foi determinada com a pesagem do material retido no filtro.

3.6. Análise estatística

Os resultados das análises de fertilidade e fracionamento da matéria orgânica do solo foram submetidos à análise de variância e, quando significativos, foi realizado teste de comparação de médias (Tukey, 5 %) e análise de regressão. Para isto, foi empregado o software estatístico R (versão 3.2.2.).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Indicadores de fertilidade nas camadas de 0,0 – 0,2 e 0,2 – 0,4 m de profundidade

A Tabela 4 apresenta os resultados dos atributos associados à fertilidade no Latossolo cultivado com pastagem após a aplicação de diferentes doses do efluente. Na camada de 0,0 – 0,2 m, as doses de 360 e 540 m³ ha⁻¹ promoveram aumentos significativos de 31 % nos valores de carbono orgânico total (COT) e uma redução de 57 % nos teores de alumínio em relação ao tratamento controle. Para a dose de 360 m³ ha⁻¹, foi observado acréscimo significativo de 87 % no teor de fósforo em relação ao controle. Para a mesma camada, a adição de efluente não resultou em efeito para os parâmetros: pH; acidez potencial (H + Al); cálcio (Ca²⁺); magnésio (Mg²⁺); potássio (K⁺); Soma de bases (SB); CTC efetiva (t); CTC (pH = 7) e Saturação de bases (V). Esses resultados indicam que, além da imediata redução nos teores de alumínio, a aplicação do efluente favoreceu o aumento dos teores de fósforo e do COT. Resultados semelhantes foram observados por LOURENZI et al. (2014) e BOCOLI et al. (2016) com aplicações de efluente num argissolo sob plantio direto.. Na camada de 0,2 – 0,4 m, com a dose de 360 m³ ha⁻¹, observou-se redução significativa de 40 % no teor de alumínio e um incremento de 54 % no teor de fósforo comparado ao controle. Na mesma camada, as doses de 360 e 540 m³ ha⁻¹ promoveram uma redução significativa de 11 % da acidez potencial (H + Al) e aumento de 50 % nos teores de magnésio. Não houve diferença significativa para os parâmetros: COT; pH; cálcio (Ca²⁺); magnésio (Mg²⁺); potássio (K⁺); Soma de bases (SB); CTC efetiva (t); CTC (pH = 7) e Saturação de bases (V) (Tabela 4).

Tabela 4: Atributos químicos da fertilidade do solo da área experimental após a aplicação do efluente submetido à biodigestão anaeróbia

	Prof.	COT	pH	Al ³⁺	(H + Al)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	SB	CTC efetiva(t)	CTC (pH=7)	P	V	m
m ³ ha ⁻¹	m	g kg ⁻¹	H ₂ O	cmol _c dm ³							mg dm ³	%		
0	0,0 – 0,2	20,3±1,9b	5,6±0,2a	0,14±0,02a	5,9±0,2a	2,3±0,05a	1,7±0,20a	0,95±0,02a	4,95±0,20a	5,09±0,18a	10,85±0,35a	3,3±0,9b	45±0,75a	2,75 a
180		26,1±1,2a	5,7±0,1a	0,09±0,01b	5,8±0,2a	2,4±0,04a	1,5±0,22a	0,95±0,01a	4,85±0,17a	4,94±0,27a	10,65±0,29b	4,7±0,7ab	44±1,0a	1,82 a
360		26,7±1,4a	5,9±0,1a	0,06±0,02b	6,2±0,1a	2,4±0,07a	1,4±0,15a	0,98±0,02a	4,78±0,24a	4,84±0,24a	11,98±0,24a	6,2±0,7a	43±1,35a	1,23 b
540		26,7±1,2a	5,8±0,2a	0,06±0,02b	6,2±0,1a	2,3±0,05a	0,9±0,20b	0,93±0,02a	4,13±0,19b	4,19±0,27b	10,33±0,22b	5,6±1,2ab	40±1,50b	1,43 b
0	0,2 – 0,4	19,7±0,9a	4,9±0,1a	0,23±0,01a	6,4±0,1a	2,3±0,05a	0,4±0,06b	0,71±0,02a	3,81±0,26a	3,95±0,28a	10,85±0,80a	2,4±0,17b	36±1,2b	5,82 a
180		20,9±0,7a	5,0±0,2a	0,17±0,02b	5,9±0,1b	2,2±0,06a	0,6±0,05a	0,67±0,02a	3,47±0,22a	3,64±0,22a	9,37±0,90a	3,3±0,20a	35±1,4a	4,72 a
360		21,5±1,0a	5,2±0,2a	0,14±0,01b	5,7±0,1b	2,2±0,06a	0,6±0,04a	0,65±0,02a	3,45±0,20a	3,59±0,22a	9,15±0,95a	3,7±0,26a	37±1,4a	3,90 a
540		21,5±1,0a	4,8±0,2a	0,16±0,02b	5,7±0,1b	2,2±0,06a	0,3±0,07b	0,69±0,02a	3,19±0,25a	3,35±0,30a	8,89±0,92b	3,2±0,27a	36±1,2a	4,80 a

Soma de bases (SB) = Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺. Capacidade efetiva de troca de cátions (t) = SB + Al³⁺; capacidade de troca catiônica em pH 7,0 (CTC pH 7,0) = SB + (H+Al); saturação de base (V) = 100 x SB/T; saturação de alumínio (m) = 100xAl³⁺/t. Para cada camada, as médias seguidas pela mesma letra na coluna não são estatisticamente diferentes (teste de Tukey, p<0,05) (CV≤10 %).

É possível afirmar que os valores do COT obtidos com a aplicação do efluente não são proporcionais ao volume utilizado em cada tratamento, não resultando necessariamente em ganhos lineares (Figura 6) e (Figura 8). Todavia, para as doses de 360 e 540 m³ ha⁻¹ na camada de 0,0 – 0,2, m houve um aumento significativo de 31 % em relação à área que não recebeu aplicação de efluente (Tabela 4). O COT é considerado um importante indicador da sustentabilidade agrônômica e a aplicação de adubos orgânicos é uma estratégia importante para estabelecer a qualidade em solos degradados (ROBINSON et al., 1996). O uso de dejetos suínos submetido ao tratamento anaeróbico como restaurador da qualidade do solo tem um impacto positivo em alguns parâmetros como estabilidade de agregados, matéria orgânica leve e biomassa dos microrganismos do solo (PROVENZANO et al., 2014).

Apesar das doses serem distintas de outros trabalhos, o acréscimo de 31 % no COT corrobora com os resultados obtidos por MUSCOLO et al. (2017), que após realizarem o tratamento anaeróbico dos resíduos da produção de milho silagem e da criação de bovinos, verificaram um acréscimo nos valores do COT do solo. Em contrapartida, SCHERER et al. (2016) verificaram que a aplicação do resíduo em superfície não proporcionou aumento nos teores de carbono orgânico. O incremento do COT não se restringe apenas ao uso do efluente oriundo da criação de suínos. HEINTZE et al. (2017) constataram que embora a decomposição de compostos orgânicos também seja influenciada pelas condições físicas do solo, o uso de resíduos da produção de bovinos após o tratamento anaeróbico também alterou quantitativamente os valores do COT.

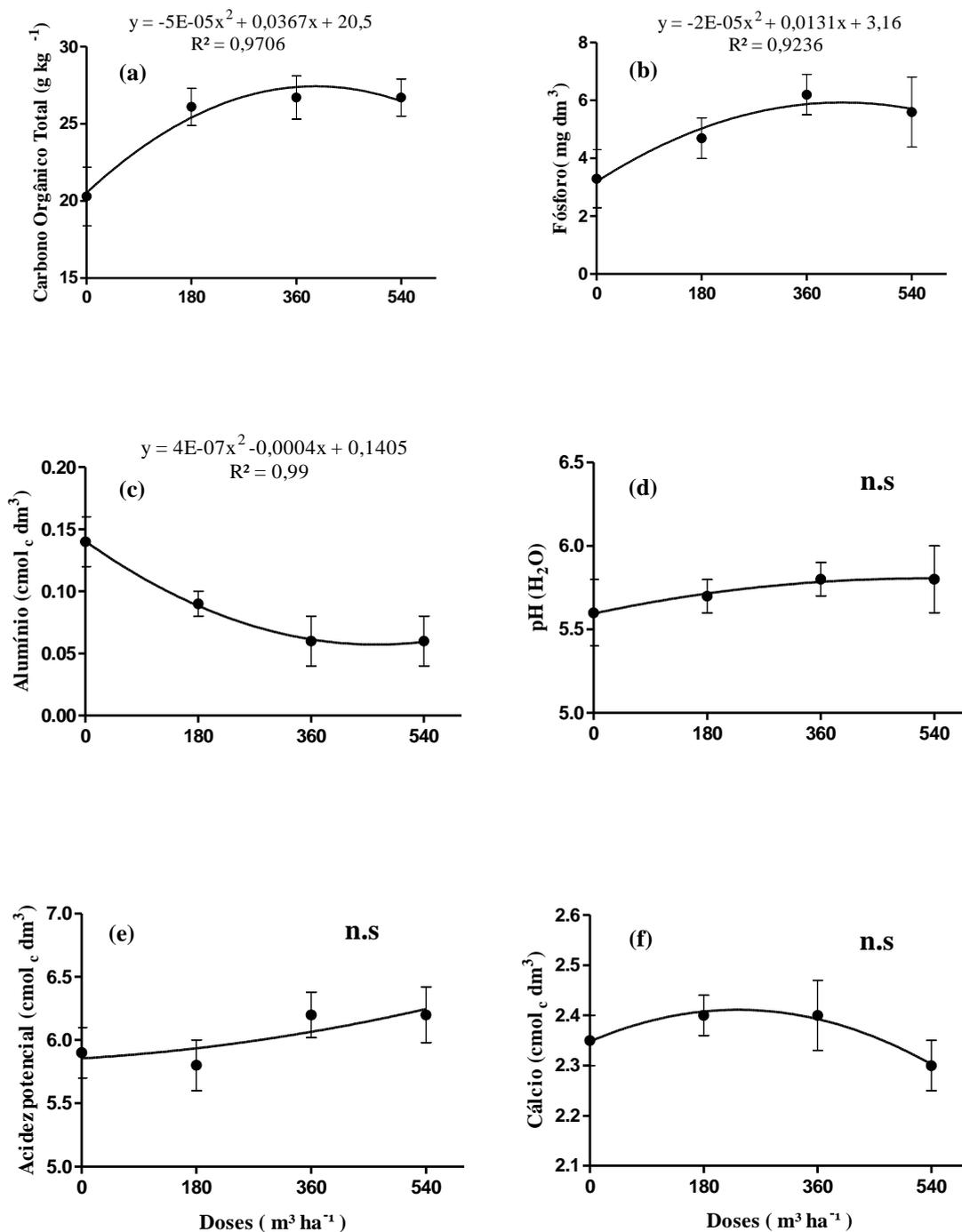


Figura 6: Carbono orgânico total (a); Teor de fósforo (b); Teor de alumínio (c); pH-H₂O (d); Acidez potencial (e); Teor de cálcio (f); em função dos tratamentos realizados com efluente da biodigestão anaeróbia na camada de 0,0 – 0,2 m em um Latossolo. Significancia: $p < 0,05$; n.s = não significativo.

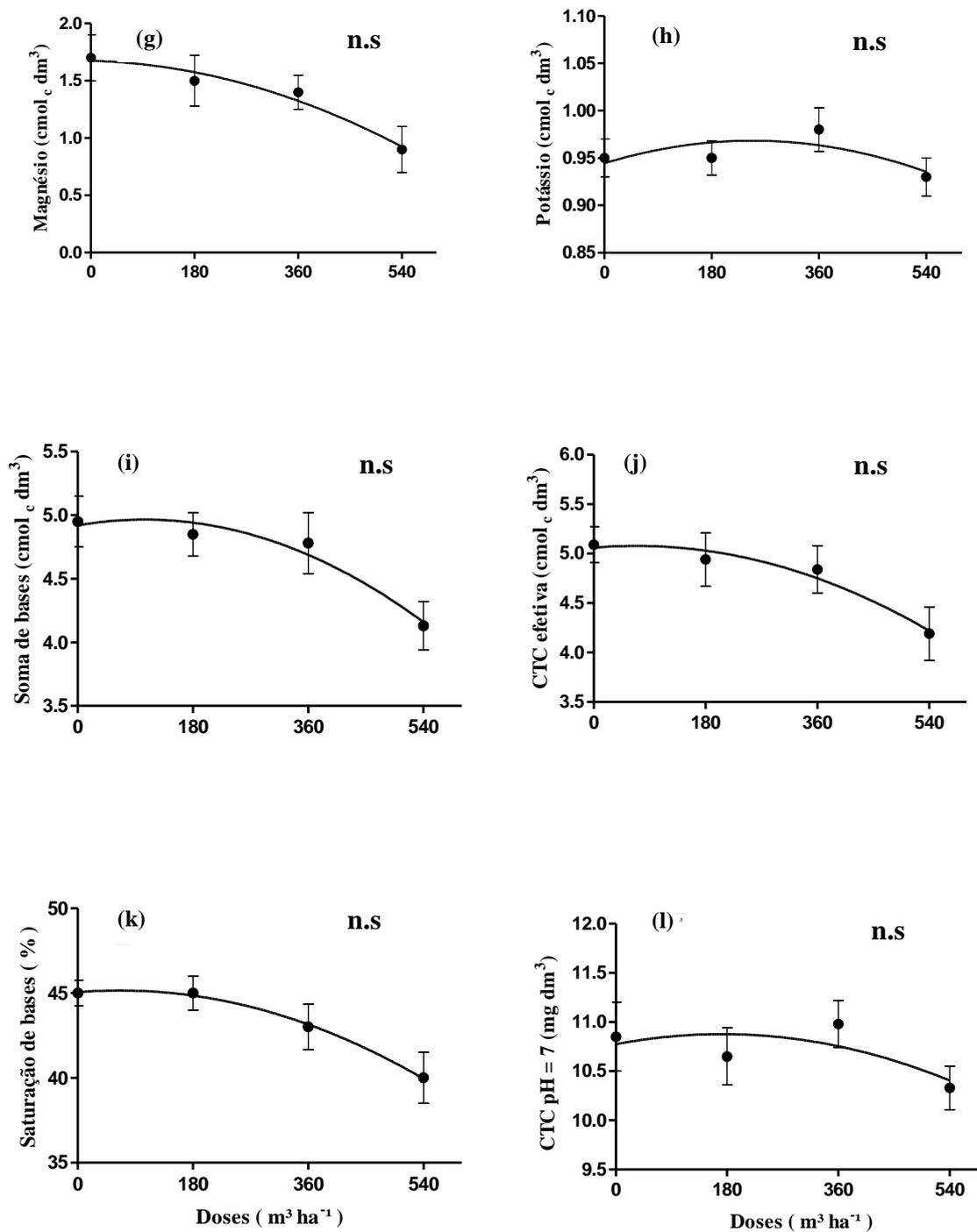


Figura 7: Teor de magnésio (g); Teor de potássio (h); Soma de bases (i); CTC efetiva (j); Saturação de bases (k); CTC pH= 7 (l); em função dos tratamentos realizados com efluente da biodigestão anaeróbia na camada de 0,0 – 0,2 m em um Latossolo. n.s = não significativo.

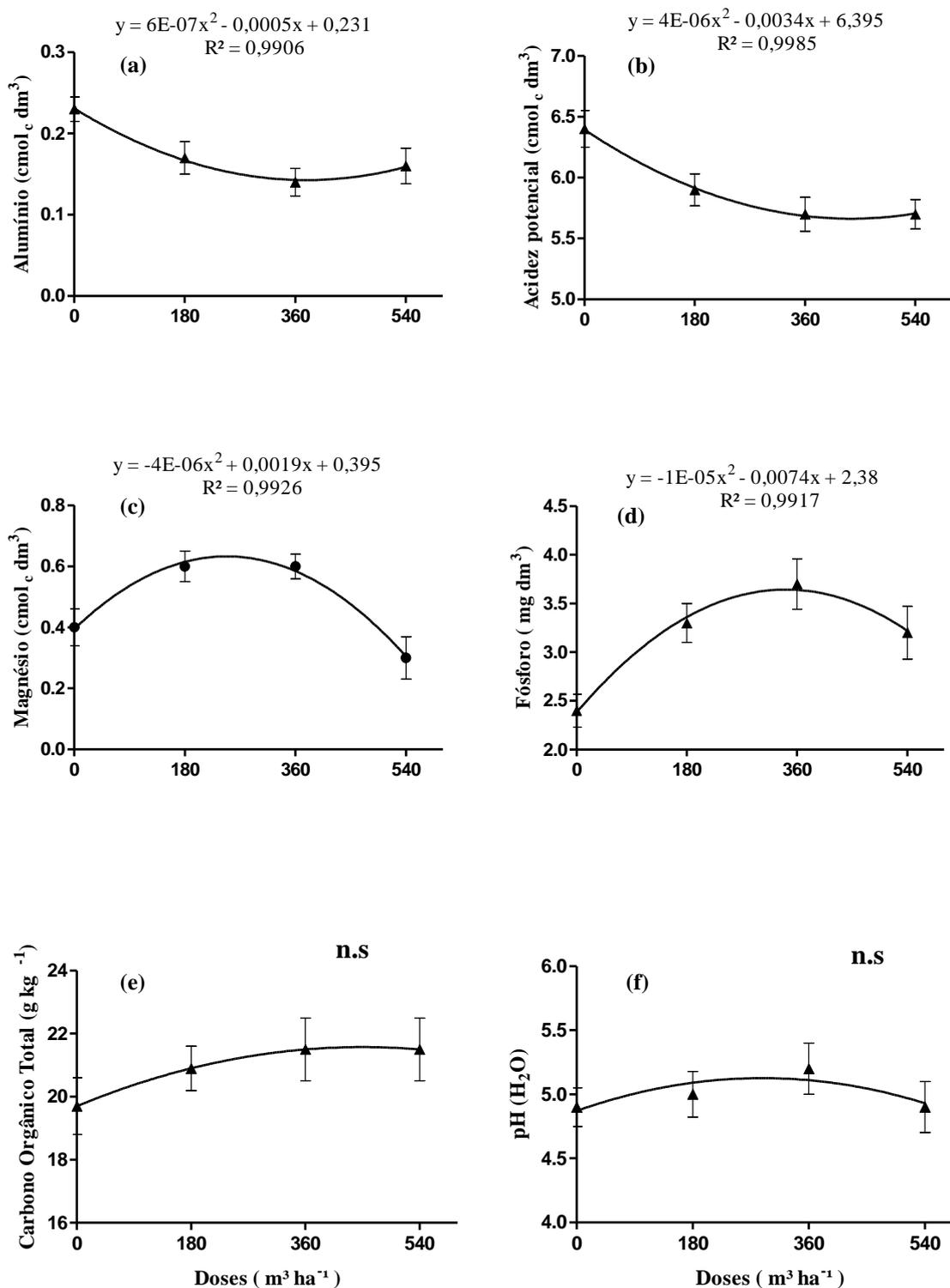


Figura 8: Teor de alumínio (a); Acidez potencial (b); Teor de magnésio (c); Teor de fósforo (d); Carbono Orgânico Total (e); pH-H₂O (f); em função dos tratamentos realizados com efluente da biodigestão anaeróbia na camada de 0,2 – 0,4 m em um Latossolo. Significancia: $p < 0,05$; n.s = não significativo.

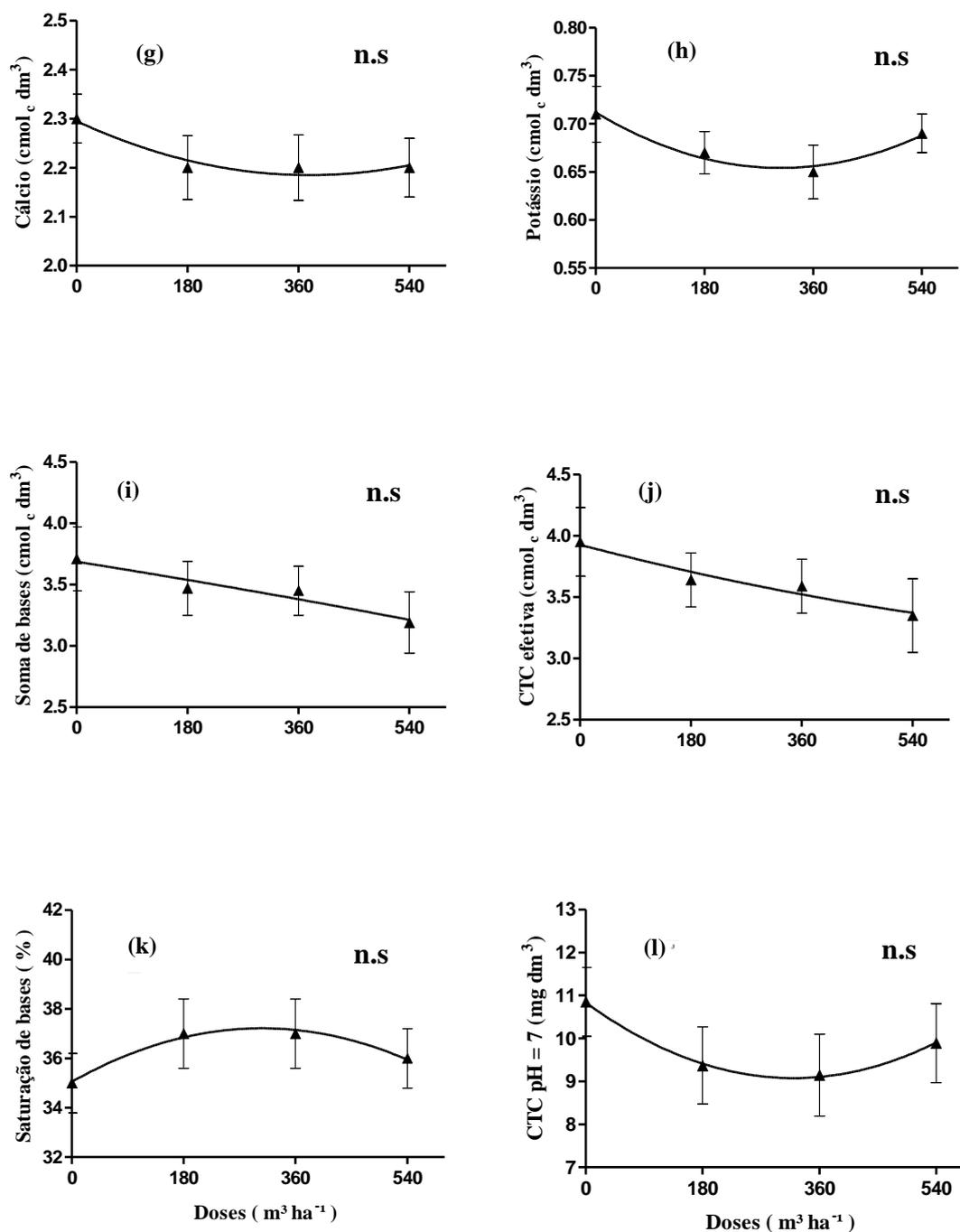


Figura 9: Teor de cálcio (g); Teor de potássio (h); Soma de bases (i); CTC efetiva (j); Saturação de bases (k); CTC pH=7 (l); em função dos tratamentos realizados com efluente da biodigestão anaeróbia na camada de 0,2 – 0,4 m em um Latossolo. n.s = não significativo.

A intensa atividade biológica no interior dos biodigestores, possivelmente contribuiu para o incremento de carbono em formas orgânicas no solo. Esses resultados corroboram com os obtidos por INSAM et al. (2014), que investigaram o aumento do COT com a degradação da fração mais leve da matéria orgânica quando submetida a um tratamento anaeróbico, promovendo assim um aumento dos compostos mais estáveis quando este material era aplicado ao solo..

Solos de origens tropicais com altos teores de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio apresentam uma relação entre o estoque de carbono orgânico e a sua estrutura que auxilia na proteção da matéria orgânica (PRASAD et al., 2016). Além de fonte de nutrientes para o solo, o efluente da biodigestão anaeróbia também interfere na estabilidade de agregados, matéria orgânica leve e biomassa dos microrganismos do solo, porém esses efeitos dependem das condições climáticas do local de origem (PROVENZANO et al., 2014). De acordo com GUARESCHI et al. (2014), em solos do Cerrado, a mineralização da matéria orgânica é acelerada devido às altas temperaturas, aos índices pluviométricos e a liberação de CO₂ pela alta atividade microbiana.

A remoção de sólidos que ocorre na serpentina e a fermentação anaeróbia que ocorre no interior dos digestores (Figura 2) também facilitam a redução do tamanho das partículas, permitindo um aumento da superfície de contato e facilitando a ação dos microrganismos no processo de mineralização (BAREHA et al., 2018). Por se tratar de um ambiente anaeróbio no interior dos digestores, os microrganismos presentes na etapa de biodigestão do dejetado utilizam como fonte de energia o carbono contido nas estruturas de açúcares, proteínas, polifenóis e ácidos graxos do resíduo (TAMBONE et al., 2017).

Conforme é apresentado na Tabela 4, na camada de 0,0 – 0,2 m, quando aplicou a dose de $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foi observado acréscimo de 87 % no teor de fósforo em relação à área que não recebeu tratamento. Na camada de 0,2 – 0,4 m para a mesma dose, a diferença foi de 54 %. A utilização de resíduos orgânicos em solos intemperizados tem sido cada vez mais crescente. Esses solos apresentam deficiência em fósforo e geralmente essa característica se torna um fator limitante de produtividade agrícola. Os resultados observados na camada superficial foram similares aos obtidos por GUARDINI et al. (2012), que observaram aumento dos níveis de fósforo no solo até 0,3 m de profundidade com a aplicação do efluente obtido na biodigestão anaeróbia de dejetos suínos. Além das questões relacionadas com os parâmetros físicos e químicos do solo, o aumento na solubilidade do fósforo com a dosagem de $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ pode estar relacionado com a redução das frações sólidas dos dejetos suínos ao serem submetidos ao tratamento anaeróbio. YUHONG et al. (2019) observaram esse mesmo efeito sobre a disponibilidade do fósforo ao realizar o tratamento de esterco bovino e associaram tal comportamento com a redução das frações do resíduo.

O aumento nos teores de fósforo com a dose de $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ provavelmente apresenta relação também com os valores de COT, obtidos com essa mesma dose. Devido à proteção de fosfatos orgânicos contra a ação microbiana, o maior aporte de material orgânico no solo contribui diretamente para a disponibilidade e mobilidade desse nutriente no solo (CANELLAS et al., 2010). Nesse sentido, o solo é capaz de adsorver ácidos orgânicos com grande energia, competindo com os sítios de adsorção de fósforo e aumentando a disponibilidade desse nutriente para as plantas (HAYNES, 1984).

Os resultados obtidos também corroboram os dados publicados por GASCÓ et al. (2016), que relacionam o uso de estrume de suínos com o aumento de enzimas

catalisadoras como as desidrogenases e fosfomonoesterase. INSAM et al. (2015) demonstraram que o uso de resíduos orgânicos da produção de biogás como fertilizante, promoveu um incremento de fósforo disponível e associaram tal fato ao aumento da produção de enzimas fosfatases, ocasionada pela alta atividade biológica no solo. Em outro contexto, VANEECKHAUTE et al. (2016), ao realizarem um experimento em casa de vegetação, constataram que a absorção de fósforo pelas plantas quando foram fertilizadas com o material digerido dos dejetos suínos foi semelhante às plantas que receberam super fosfato triplo, não havendo diferença significativa entre os tratamentos.

A dieta oferecida aos animais é outro aspecto que pode apresentar relação com os incrementos na disponibilidade de fósforo (VÁZQUÉZ et al., 2015). Os cereais que compõem a formulação de ração para suínos apresentam em sua composição hexafosfato de inositol (ácido fítico), um ácido utilizado pelas plantas para armazenamento de fósforo e não assimilado pelo sistema digestivo dos suínos devido à ausência de enzimas necessárias à sua degradação. Quase sempre, torna-se necessário a utilização de fitase exógena na ração dos animais com o objetivo de aumentar a disponibilidade de fósforo e de outros minerais (JENDZA et al., 2005). A presença do ácido fítico na composição da ração dos suínos é, possivelmente, um fator associado com o aumento significativo nos teores deste nutriente para a dose de $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Em camadas superficiais, a aplicação do efluente não resultou em ganhos lineares nos teores de fósforo (Figura 6b). A dose de $540 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ não apresentou diferença significativa em relação ao tratamento controle (Tabela 4). A disponibilidade de fósforo no solo nem sempre é proporcional ao volume da dosagem aplicada. Adições subsequentes de fósforo tendem a saturar os sítios de adsorção, alterando o comportamento físico-químico dos colóides inorgânicos e da solução do solo

(BARROW et al., 1999). Quando um alto volume de resíduo líquido é aplicado na superfície do solo, parte do fósforo acumulado nas camadas superiores pode ser transferida para outras áreas em forma solúvel por escoamento superficial (SOLOVCHENKO et al., 2016). Este fato também ocorre quando as doses do volume a ser aplicado são superestimadas, o que desfavorece a adsorção de fosfatos e possibilita a transferência desse elemento para os mananciais de água, tornando muito mais um problema ambiental do que uma alternativa (CERETTA et al., 2010; WANG et al., 2013; CADONÁ et al., 2018).

Embora tenha-se observado um aumento crescente nos teores de fósforo até a aplicação da dose de $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, é possível observar no comportamento do gráfico (Figura 6b) que há uma redução da disponibilidade de fósforo para doses acima de $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, este fato pode estar relacionado com a precipitação do fósforo em solução com formas iônica de cálcio, uma vez que o comportamento do gráfico (Figura 6f) é semelhante à dinâmica apresentada nos teores de fósforo. Este fenômeno é denominado como “retrogradação” e foi explicado por MALAVOLTA (1967). De acordo com NASCIMENTO et al. (2002) as gramíneas respondem expressivamente à adubação fosfatada, resultando em prática economicamente viável na manutenção de pastagens. Além dos aspectos citados, outro fator que também pode estar relacionado com o decréscimo de fósforo no solo com a aplicação de doses acima de $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, é a capacidade de extração das plantas em relação ao fósforo do solo. Essa tendência pode ser atribuída às alterações na cinética de absorção desse nutriente, às associações das raízes com fungos micorrízicos e principalmente com o aumento do sistema radicular, o que facilita a difusão do fósforo até as raízes e promove o aumento dos mecanismos de absorção.

De acordo com a Tabela 4, na camada de 0,0 – 0,2 m, a aplicação do efluente com as doses de 360 e 540 m³ ha⁻¹ reduziu de forma significativa o teor de alumínio trocável em 57 % em relação ao tratamento controle. A dose de 360 m³ ha⁻¹ também reduziu o teor de alumínio em 40 % na camada de 0,2 – 0,4 m. Esses resultados podem ser atribuídos ao poder alcalinizante do efluente, aos acréscimos de COT e conseqüentemente de ácidos orgânicos após a realização dos tratamentos. As frações húmicas da matéria orgânica apresentam alta reatividade e seus teores aumentaram com as aplicações do efluente (Tabela 5). Esse fato, possivelmente, favoreceu a complexação do alumínio pela alta carga de compostos orgânicos. A eficiência de ácidos orgânicos na complexação do alumínio é definida pelo grau de estabilidade que se forma no complexo orgânico. Embora DE CONTI et al. (2017) tenham confirmado que o tratamento de dejetos suínos em ambiente anaeróbio e a sua posterior aplicação no solo promoveram um aumento na proporção das espécies AlHPO_4^{4+} e AlSO_4^{4+} na solução, no mesmo trabalho verificaram que não houve diferença significativa nos teores de alumínio trocável do solo.

A redução do alumínio trocável na camada de 0,2 – 0,4 m (Tabela 4) também se associa com a redução de 11 % da acidez potencial (H + Al), uma vez que a redução da toxidez por alumínio pode ocorrer pela hidrólise decorrente da redução da acidez e da complexação por ácidos orgânicos (ZHOU et al., 2016). Essa mesma justificativa foi utilizada por CERETTA et al. (2003) depois de observarem redução na saturação por alumínio em um solo cultivado com pastagem natural e com aplicação de 20 e 40 m³ ha⁻¹ de efluente, durante quatro anos.

A aplicação do efluente em camadas superficiais não apresentou diferença significativa na acidez potencial (H + Al) (Tabela 4). Todavia, na camada de 0,2 – 0,4 m com a aplicação das doses de 360 e 540 m³ ha⁻¹, foi observada redução significativa

de 11 % em relação ao tratamento controle (Tabela 4). A alteração da acidez potencial do solo provavelmente se relaciona com o poder alcalinizante do efluente, associado ao poder tampão do solo (CASSOL et al., 2012). Porém, BRUNETTO et al. (2012) ao constatarem a redução da acidez potencial até a profundidade de 0,3 m com aplicação de dejetos suínos durante oito anos, afirmaram que a diminuição da acidez potencial não é suficiente para deixar de realizar a correção do solo com calagem.

Na camada de 0,2 – 0,4 m, com as doses de 180 e 360 m³ ha⁻¹, os teores de magnésio apresentaram um aumento significativo de 50 % em relação ao tratamento controle (Tabela 4). O magnésio é um dos macronutrientes exigidos em menor quantidade para o desenvolvimento de plantas (MALAVOLTA, 1980). De acordo com ROMERO et al. (2015), a adição de resíduos orgânicos em solos ácidos pode causar aumento dos teores de magnésio pela adsorção de íons H⁺ nos resíduos vegetais em decomposição, que fazem parte da fração não húmica da matéria orgânica do solo. Por sua vez, SACOMORI et al. (2016) relataram que incrementos nos valores de magnésio podem ser devido as características alcalinas na composição dos dejetos suínos e também pela dissociação de carbonatos derivados desse material.

Para a mesma camada de 0,2 – 0,4 m., não houve resposta significativa em função da dose de 540 m³ ha⁻¹ (Figura 7c). No entanto, as doses de 180 e 360 m³ ha⁻¹ promoveram aumentos em torno de 0,2 cmol_c dm³ em relação à área controle. O maior incremento dos teores de magnésio em camadas mais profundas provavelmente está associado à ocupação dos grupamentos de superfície do solo pelos íons de cálcio, uma vez que este nutriente apresenta preferencia na série liotrófica em relação ao magnésio, tal fato confere ao magnésio maior facilidade em se deslocar em relação o cálcio, por apresentar menor energia de ligação aos colóides do solo (DA ROS et al., 2017). Esse contexto é positivo para o desenvolvimento de plantas, devido o ambiente mais

favorável para o crescimento de raízes em profundidade. Com base nos resultados obtidos, a aplicação de efluente além de promover redução significativa nos teores de alumínio e da acidez potencial, promoveu aumentos de COT e incrementos na disponibilidade de nutrientes como fósforo e magnésio.

De acordo com a Tabela 5, após a aplicação dos tratamentos na camada de 0,0 – 0,2 m, os teores de COT apresentaram correlações positivas com os teores de fósforo e com os valores do pH. Os teores de magnésio também refletiram em correlações positivas com a soma de bases (SB) e a CTC efetiva. O alumínio apresentou correlações negativas com o COT e o pH do solo. Na camada de 0,2 – 0,4 m, os teores de COT apresentaram correlação positiva com os teores de fósforo e correlações negativas com o alumínio trocável e a acidez potencial.

Segundo LOURENZI et al. (2014) e BOCOLI et al. (2016), o uso de resíduos orgânicos como biofertilizantes tem sido uma alternativa viável para o incremento de alguns atributos químicos de fertilidade do solo, principalmente nos teores de fósforo e no COT. O acúmulo de restos vegetais na superfície do solo, também favorece o aumento da disponibilidade de fósforo, principalmente em áreas de pastagens onde não há presença de animais (CECAGNO et al., 2018).

Desta forma, a correlação positiva entre o COT e os teores de fósforo pode ser justificada também pelo sistema de manejo empregado e a entrada constante de resíduos orgânicos no local do experimento, que proporcionaram o efeito de ciclagem de nutrientes e conseqüentemente a redução da fixação de fósforo em função da maior quantidade de material orgânico depositados nas camadas superficiais (CANELLAS et al., 2010). Os teores de COT também apresentaram correlação negativa com os teores de alumínio e conseqüentemente uma correlação positiva com os valores do pH do solo.

As características químicas do efluente e o seu uso como potencial biofertilizante possivelmente contribuiu para a redução da acidez potencial mesmo em camadas subsuperficiais. Segundo VAN HEES et al. (2001), o acréscimo dos teores de COT é favorecido em locais onde o aporte de resíduos orgânicos é constante, devido a complexação do alumínio por ácidos orgânicos e pela atividade microbiana. Conforme os resultados obtidos, o uso do efluente promoveu incrementos nos teores de COT, favorecendo o aumento da disponibilidade de fósforo e a complexação do alumínio trocável, resultando na redução da acidez do solo.

Tabela 5: Coeficientes de correlação entre os atributos químicos da fertilidade do solo após a aplicação do efluente

0.0 – 0.2 m	COT	P	Al	pH	Ca	Mg	(H + Al)	K	SB	CTC efet	Sat de bases	CTC pH
COT	1											
P	0.9**	1										
Al	-0.95*	-0.77	1									
pH	0.91*	0.88	-0.99*	1								
Ca	0.12	0.09	0.02	-0.09	1							
Mg	-0.67	-0.65	0.77	-0.79	0.63	1						
(H + Al)	0.48	0.76	-0.71	0.8	-0.37	-0.7	1					
K	0.09	0.31	-0.11	0.12	0.8	0.48	0.13	1				
SB	-0.53	-0.51	0.64	-0.67	0.77	0.98*	-0.65	0.61	1			
CTC efet	-0.58	-0.57	0.69	-0.72	0.72	0.99*	-0.68	0.56	0.79	1		
Sat de bases	-0.55	-0.64	0.71	-0.77	0.69	0.96*	-0.83	0.39	0.86	0.86	1	
CTC pH	-0.34	-0.11	0.31	-0.29	0.73	0.77	-0.13	0.9	0.83	0.81	0.65	1
0.2 – 0.4 m	COT	P	Al	pH	Ca	Mg	(H + Al)	K	SB	CTC efet	Sat de bases	CTC pH
COT	1											
P	0.9**	1										
Al	-0.97*	-0.87	1									
pH	0.5	0.77	-0.66	1								
Ca	-0.84	-0.81	0.74	-0.47	1							
Mg	0.15	0.55	-0.37	0.78	-0.33	1						
(H + Al)	-0.99*	-0.81	0.97*	-0.49	0.85	-0.18	1					
K	-0.73	-0.84	0.86	-0.81	0.77	-0.77	0.74	1				
SB	-0.86	-0.59	0.73	4.62E-16	0.79	0.29	0.86	0.3	1			
CTC efet	-0.81	-0.6	0.8	-0.11	0.85	0.19	0.91	0.41	0.99*	1		
Sat de bases	0.73	0.82	-0.85	0.73	-0.87	0.75	-0.76	-0.84	-0.4	-0.49	1	
CTC pH	-0.82	-0.87	0.72	-0.76	0.91*	-0.67	0.84	0.85	0.49	0.59	-0.98*	1

** $p < 0,01$; * $p < 0,05$

Além dos resultados já discutidos, a alta concentração de sódio no efluente (Tabela 2) e o seu efeito na fertilidade do solo são outros fatores importantes a serem analisados. Uma vez que, solos com problemas de salinidade apresentam na maioria das vezes características similares ao de um solo não salino, com excessão de casos onde a concentração de sais é muito elevada (SALASSIER et al., 2006). Solos que são irrigados constantemente com água de baixa qualidade e com alta carga de sódio, podem apresentar efeitos negativos na fertilidade do solo e no desenvolvimento de plantas. O aumento da densidade aparente e da retenção de água no solo são um dos principais problemas ocasionados pelo excesso de sódio no material aplicado, estes fatores afetam diretamente o potencial osmótico e conseqüentemente a absorção de água pela planta se torna comprometida (GHEYI et al., 2010). Nas plantas, o excesso de sais absorvidos juntamente com a água também causam um desbalanceamento, resultando em danos principalmente na bordadura e no ápice das folhas. Assim, para diminuir os riscos de contaminação de sais no solo, foram feitas análises de sódio nas amostras coletadas após a aplicação do efluente e os resultados foram classificados de acordo com às referências do Laboratório de salinidade dos Estados Unidos (SALINITY LABORATORY, 1954).

Com base nos teores de sódio obtido em todos os tratamentos (Tabela 6) e utilizando a condutividade elétrica juntamente com o PST (Percentual de sódio trocável) como referências (Tabela 7). O solo não apresentou características inadequadas para o desenvolvimento de plantas.

Tabela 6: Teores de sódio, condutividade elétrica e percentual de sódio trocável no solo após a aplicação do efluente submetido à biodigestão anaeróbia

Trat. (m ³ ha ⁻¹)	Prof. (m)	Na ⁺ (cmol _c dm ³)	C.E (dS m ⁻¹)	PST (%)
0	0,0 – 0,2	0,19 b	0,00035	3,7
180		0,25 a	0,00041	5,0
360		0,16 b	0,00043	3,3
540		0,16 b	0,00040	3,8
0	0,2 – 0,4	0,15 a	0,00033	3,8
180		0,17 a	0,00028	4,6
360		0,16 a	0,00025	4,4
540		0,15 a	0,00026	4,4

Para cada camada, as médias seguidas pela mesma letra na coluna não são estatisticamente diferentes (teste de *Tukey*, $p < 0,05$). C.E= Condutividade elétrica; PST= (Na⁺ / CTC) x 100

Tabela 7: Parâmetro para a classificação dos solos, segundo o Laboratório de salinidade dos Estados Unidos.

Classificação	C.E (dS m ⁻¹)	PST (%)	pH
Normal	< 4	< 15	4 a 8,5
Salino	> 4	< 15	8,5
Salino-alcálico	> 4	> 15	8,5 - 10
Alcálico ou sódico	< 4	> 15	8,5 - 10

C.E= Condutividade elétrica; PST= (Na⁺ / CTC) x 100

Embora o solo não seja classificado como salino ou sódico, na camada de 0,0 – 0,2 m os resultados obtidos com a dose de 180 m³ ha⁻¹ apresentaram diferença estatística quando comparados com as outras doses. Este fato pode estar associado com a redução da capacidade de infiltração da água no solo em função do aumento de íons sódicos, principalmente em camadas mais superficiais (GHEYI et al., 2010). Além disso, a presença de outros elementos catiônicos também influencia diretamente na

disponibilidade dos íons de sódio. Segundo RHOADES et al. (2000), cátions bivalentes (Ca^{2+} e Mg^{2+}) são atraídos pela superfície da argila com maior força eletrostática que os monovalentes (Na^+ e K^+) promovendo aumento da concentração de íons de sódio na solução do solo, principalmente em condições onde a drenagem da água se encontra comprometida. O leve decréscimo nos teores de sódio obtido com as outras doses (Tabela 6), podem estar associados com o processo de solubilização e conseqüentemente pela remoção de íons sódicos pela água de percolação (FERREIRA et al., 2006). Nesse sentido, para favorecer a lixiviação de sais e impedir o acúmulo de íons salinos nas camadas mais superficiais do solo, torna-se necessário adotar práticas sustentáveis que favoreçam a infiltração de água no solo, evitando a compactação e o desaparecimento de poros.

4.2. Distribuição das frações húmicas da matéria orgânica

O uso do efluente promoveu alterações na distribuição das frações humificadas da matéria orgânica tanto na camada de 0,0 – 0,2 m quanto na camada de 0,2 – 0,4 m de profundidade (Tabela 8). Na camada de 0,0 – 0,2 m, apenas a dose de 180 m³ ha⁻¹ promoveu aumentos significativos de 50 %, 33 % e 17 % nos teores de ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e de huminas (HUM), respectivamente, em relação ao controle. Para a mesma camada não houve diferença significativa nos teores das frações húmicas com as doses de 360 e 540 m³ ha⁻¹. Na camada de 0,2 – 0,4 m, com a dose de 180 m³ ha⁻¹, foram observados aumentos significativos de 60 % e 83 % nos teores de AH e AF, respectivamente (Tabela 8). Esses resultados indicam que o uso do efluente em doses menores contribui para a melhoria do solo, uma vez que o conteúdo relativo de cada fração da matéria orgânica é considerado um indicativo de qualidade (MAC CALLISTER e CHIEN, 2000).

O acréscimo nos teores de AH nas duas camadas com a dose de 180 m³ ha⁻¹, ratifica os resultados observados por PROVENZANO et al. (2014), que após realizarem o fracionamento da matéria orgânica, reportaram que o dejetos líquido da suinocultura, ao passar por tratamento com biodigestores, apresentou em sua estrutura moléculas semelhantes a hemicelulose e a lignina, sendo essas duas estruturas as principais precursoras das SH (substância húmicas) nas rotas de humificação da matéria orgânica (WOLF e WAGNER, 2005). O acúmulo de AH no solo com a dose de 180 m³ ha⁻¹ representa um aumento da participação de estruturas aromáticas condensadas e a decomposição de grupamentos alifáticos (STEVENSON, 1994).

Tabela 8: Carbono orgânico total (COT), teor de carbono na matéria orgânica leve (MOL), ácidos fúlvicos livres (CAFL), ácidos fúlvicos (CAF), ácidos húmicos (CAH), huminas (HUM): proporção de ácidos húmicos e ácidos fúlvicos (CAH/CAF) após a aplicação de efluente submetido a digestão anaeróbia

Trat.	Prof.	COT	MOL	CAFL	CAH	CAF	CHUM	CAH/CAF
$\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	m	-----	-----	-----	g kg^{-1}		-----	-----
0	0-0,2	20,3 ± 0,4b	0,9 ± 0,3a	0,7 ± 0,1a	0,8 ± 0,1b	0,9 ± 0,1b	12,8 ± 1,3b	1,1
180		26,1 ± 0,6a	1,1 ± 0,2a	0,9 ± 0,2a	1,2 ± 0,0a	1,2 ± 0,1a	15,1 ± 0,9a	1,0
360		26,7 ± 1,2a	1,2 ± 0,1a	0,9 ± 0,2a	0,8 ± 0,0b	0,9 ± 0,1b	14,0 ± 0,0b	0,8
540		26,7 ± 1,5a	1,0 ± 0,1a	0,9 ± 0,0a	0,8 ± 0,1b	0,9 ± 0,1b	13,6 ± 1,4b	0,8
0	0,2-0,4	19,7 ± 1,7a	0,5 ± 0,1a	0,6 ± 0,2 a	0,5 ± 0,0b	0,6 ± 0,1b	12,2 ± 2,0a	0,8
180		20,9 ± 1,4a	0,5 ± 0,0a	0,7 ± 0,1 a	0,8 ± 0,1a	1,1 ± 0,2a	12,3 ± 1,7a	0,9
360		21,5 ± 1,9a	0,7 ± 0,1a	0,5 ± 0,1a	0,7 ± 0,2ab	0,5 ± 0,2b	13,1 ± 2,2a	1,4
540		21,5 ± 0,8a	0,7 ± 0,2a	0,7 ± 0,2a	0,6 ± 0,0 b	0,5 ± 0,1b	12,6 ± 1,1a	1,2

Para cada camada, as médias seguidas pela mesma letra na coluna não são estatisticamente diferentes (teste de *Tukey*, $p < 0,05$) ($CV \leq 10\%$).

O aumento do conteúdo de SH observado com a dose de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foi devido ao incremento, principalmente, dos teores de AH e AF (Tabela 8). O acréscimo de frações mais estáveis da matéria orgânica com a aplicação parcelada de dejetos suínos pode ser esclarecido pelo resultado da intensa transformação dos resíduos orgânicos pela biomassa e polimerização dos compostos orgânicos (principalmente através de reações de condensação, demetilação e oxidação) até macromoléculas resistentes a degradação biológica (HSU et al., 1999).

A utilização e o tratamento anaeróbio de dejetos não se limitam apenas ao resíduo oriundo da suinocultura. WU et al. (2019) observaram que, após a digestão anaeróbia do esterco de frangos, além da melhoria na fertilidade do solo, houve um acréscimo de até 26,4 % das estruturas húmicas. A degradação de compostos orgânicos e o possível incremento das frações húmicas ao utilizar o efluente de biodigestores como restaurador da qualidade do solo também pode estar associado ao estímulo da atividade microbiana. SCOTTI et al. (2016) afirmam que o resíduo oriundo da criação de animais é altamente rico em microrganismos. Nessa perspectiva, os acréscimos obtidos nos teores das SH com a aplicação do efluente podem estar relacionados com a alta capacidade de decomposição dos resíduos orgânicos no solo devido ao incremento da atividade biológica, favorecendo a síntese de SH com estruturas mais condensadas. IOCOLI et al. (2018), ao investigarem em solo franco arenoso o uso do material biodigerido da criação de suínos e frangos no cultivo de *Lactuca sativa* em casa de vegetação, constataram que além da redução na emissão de CO_2 , houve um estímulo na atividade microbiana no solo e incremento nos teores de ácidos orgânicos.

Os resultados apresentados na Tabela 8 mostram que o incremento de SH para a dose de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, nas duas camadas, possivelmente está relacionado com a fermentação biológica durante a digestão anaeróbia, fato que favorece a degradação de

compostos orgânicos. TAMBONE et al. (2017) analisaram a fração sólida dos dejetos suínos e concluíram que além do potencial deste material como fertilizante orgânico, relacionaram a sua eficiência com a presença de estruturas mais estáveis em sua composição e com a produção de um material biodigerido biologicamente ativo.

A estrutura molecular dos AH é composta por uma mistura heterogênea de moléculas formando um arranjo supramolecular (PICCOLO, 2002). Segundo CASTILHOS et al. (2008) e DICK et al. (1997) ao analisarem a distribuição e a caracterização de AH extraído de um vermicomposto e de diferentes sistemas de digestão anaeróbica, observaram que no final dos processos os AH apresentam maior quantidade de carbono, confirmando a relação entre a estabilidade química do material orgânico e o teor de carbono. Em locais onde ocorre a constante aplicação de resíduos orgânicos no solo, o processo de humificação e a composição do material empregado podem interferir diretamente na quantidade dos grupamentos fenólicos e carboxílicos (LANDGRAF et al., 1999). Todavia, a participação dos grupamentos funcionais nos AH são heterogêneos, podendo ser influenciada pelo tipo de solo e pelas condições do manejo agrícola aplicado (DOBBSS, 2006). Os teores de AH também estão associados com as características químicas dos resíduos orgânicos e com o tempo de aplicação do resíduo. Nesse sentido, como resultado da aplicação de efluente, o incremento observado nos teores de AH está relacionado com a melhoria nas condições de fertilidade do solo e associa-se ao aporte de material orgânico que promove a associação de moléculas polares provenientes da degradação dos restos culturais com o estímulo da atividade microbiana. Quando o aporte de materiais orgânicos é constante, independente das características do solo, há uma maior participação dos AH (NARDI et al., 2004; DIACONO e MONTEMURRO, 2011). Porém, quando o resíduo orgânico é aplicado em dose única ou em pequeno intervalo de tempo, há uma tendência em

reduzir as frações de AH. Com base nisso, é possível afirmar que o incremento de AH em solos agrícolas ocorre somente quando há um aporte contínuo de matéria orgânica, o que contribui para a conservação de parte do carbono adicionado em formas de AH.

O uso do efluente resultante da digestão anaeróbia também tem sido empregado como fonte de bioestimulantes para o crescimento vegetal (RIGGIO et al., 2017). As SH apresentam em sua composição estruturas semelhantes aos hormônios vegetais auxina e giberilina (NARDI et al., 2017). Com base nisso, o processo de digestão anaeróbica tem sido utilizado como uma biotecnologia útil para a produção de bioestimulantes. SCAGLIA et al. (2015), ao realizarem a digestão do composto dos dejetos suínos, observaram frações hidrofóbicas com efeitos e estruturas semelhantes à auxina e associaram tal atividade, principalmente, à digestão anaeróbia de aminoácidos aromáticos. No entanto, não observaram atividades semelhantes à giberilina para o mesmo composto digerido.

Além do acréscimo obtido nos teores de AF e AH, a dose de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ também promoveu aumento significativo de 17 % da fração HUM (Tabela 8), que apesar de apresentar baixa reatividade (BENITES et al., 2003), é responsável pela agregação de partículas e representa boa parte do carbono humificado ligado à fração mineral (DABIN, 1981). As características do ambiente e da mineralogia do solo estão associadas também com o maior teor de AF em camadas mais profundas. MENDONÇA e ROWELL (1996) afirmaram que em solos intemperizados ricos em óxidos e caulinita em camadas mais profundas, a fração AH é mais facilmente decomposta que a fração AF. Isso ocorre por que a adsorção da matéria orgânica aos óxidos é estimulada pelos grupos carboxílicos presentes na estrutura dos AF (VARADACHARI et al., 1995).

Embora tenha sido observada diferença estatística apenas para a dose de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, o efeito positivo neste tratamento reforça a conclusão de VERONEZE et al. (2019)

que afirmam que o uso de biofertilizantes resultantes da digestão anaeróbia de dejetos suínos fornecem nutrientes e matéria orgânica, contribuindo para melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

5. CONCLUSÕES

Camada de 0,0 – 0,2 m :

As doses de 360 e 540 m³ ha⁻¹ promoveram aumentos significativos de 31 % nos valores de COT e uma redução de 57 % nos teores de alumínio, enquanto a dose de 360 m³ ha⁻¹, promoveu acréscimo significativo de 87 % nos teores de fósforo em relação ao controle.

A adição do efluente não resultou em efeito para os parâmetros pH; acidez potencial (H + Al); cálcio (Ca²⁺); magnésio (Mg²⁺); potássio (K⁺); Soma de bases (SB); CTC efetiva (t); CTC (pH = 7) e Saturação de bases (V).

A aplicação do efluente com a dose de 180 m³ ha⁻¹ promoveu aumentos significativos de 50 %, 33 % e 17 % nos teores de AH, AF e HUM, respectivamente.

Camada de 0,2 – 0,4 m :

Com a dose de 360 m³ ha⁻¹, observou-se redução significativa de 40 % no teor de alumínio e incremento de 54 % no teor de fósforo. A aplicação de efluente com as doses de 360 e 540 m³ ha⁻¹, promoveu redução significativa de 11 % da acidez potencial e aumento de 50 % nos teores de magnésio em relação ao controle.

A adição do efluente não resultou em diferença significativa para os parâmetros: COT; pH; cálcio (Ca²⁺); magnésio (Mg²⁺); potássio (K⁺); Soma de bases (SB); CTC efetiva (t); CTC (pH = 7) e Saturação de bases (V).

A aplicação da dose de 180 m³ ha⁻¹ foram observados aumentos significativos de 60 % e 83 % nos teores de AH e AF, respectivamente.

Conforme os resultados obtidos, a aplicação de efluente além de promover redução significativa nos teores de alumínio e da acidez potencial, promoveu

acrécimos nos teores de COT e incrementos na disponibilidade de nutrientes como fósforo e magnésio.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCS - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS. Relatório ABCS. (2016). Disponível em: <http://www.abcs.org.br/attachments/-01_Mapeamento_completo_bloq.pdf>.

Abujabhah, I. S., Bound, S. A., Doyle, R., Bowman, J. P. (2016). Effects of biochar and compost amendments on soil physico-chemical properties and the total community within a temperate agricultural soil. *Applied Soil Ecology*. 98:243-253.

Al Seadi, T., Drosch, B., Fuchs, W., Rutz, D., Janssen, R. (2013). Biogas digestate quality and utilization. In *The biogas handbook*. 267-301.

ABPA - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. Estatísticas (2018) Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas.html>>.

Bareha, Y., Girault, R., Jimenez, J., & Trémier, A. (2018). Characterization and prediction of organic nitrogen biodegradability during anaerobic digestion: A bioaccessibility approach. *Bioresource technology*. 263:425-436.

Barichello, R., Hoffmann, R., da Silva, S. O. C., Deimling, M. F., Casarotto Filho, N. (2015). O Uso de Biodigestores em Pequenas e Médias Propriedades Rurais com Ênfase na Agregação de Valor: Um Estudo de Caso na Região Noroeste do Rio Grande do Sul. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*. 8(2):333-355.

Barrow, N. J., Bolland, M. D. A., Allen, D. G. (1999). Effect of previous additions of superphosphate on sorption of phosphate. *Soil Research*. 36(3):359-372.

Battini, F., Agostini, A., Boulamanti, A. K., Giuntoli, J., Amaducci, S. (2014). Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. *Science of the Total Environment*. 481:196-208.

Bava, L., Zucali, M., Sandrucci, A. Tamburini, A. (2017). Environmental impact of the typical heavy pig production in Italy. *Journal of Cleaner Production*. 140: 685-691.

Beggio, G., Schievano, A., Bonato, T., Hennebert, P., Pivato, A. (2019). Statistical analysis for the quality assessment of digestates from separately collected organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and agro-industrial feedstock. Should input feedstock to anaerobic digestion determine the legal status of digestate?. *Waste Management*. 87:546-558.

Benites, V. M., Madari, B., Machado, P. D. A. (2003). Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. *Embrapa Solos-Comunicado Técnico*.

Bócoli, M. E., Mantovani, J. R., Miranda, J. M., Marques, D. J., Silva, A. B. D (2016). Soil chemical properties and maize yield under application of pig slurry biofertilizer. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 20(1):42-48.

Bond, W. J. (2010). Do nutrient-poor soils inhibit development of forests? A nutrient stock analysis. *Plant and soil*. 334(1-2):47-60.

Bougnom, B. P., Niederkofler, C., Knapp, B. A., Stimpfl, E., Insam, H. (2012). Residues from renewable energy production: their value for fertilizing pastures. *Biomass and bioenergy*. 39:290-295.

Bralts, V. F., Nakayama, F. S., Bucks, D. A. (1986). Field performance and evaluation in trickle irrigation for crop production. *Design, Operation and Management*. Elsevier.

Brunetto, G., Comin, J. J., Schmitt, D. E., Guardini, R., Mezzari, C. P., Oliveira, B. S., Ceretta, C. A. (2012). Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 36(5):1620-1628.

Busari, M. A., Kukal, S. S., Kaur, A., Bhatt, R., Dulazi, A. A. (2015). Conservation tillage impacts on soil, crop and the environment. *International Soil and Water Conservation Research*. 3(2):119-129.

Busato, J. G., Canellas, L. P., Velloso, A. C. X. (2005). Fósforo num Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo. I: Fracionamento sequencial. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 29(6):935-944.

Busato, J. G., Leão, T. P., Baldotto, M. A., Canellas, L. P. (2012). Organic matter quality and dynamics in tropical soils amended with sugar industry residue. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 36(4):1179-1188.

Busato, J. G., Zandonadi, D. B., de Sousa, I. M., Marinho, E. B., Dobbss, L. B., Mól, A. R. (2016). Effects of water-soluble humic extract and biofertilizer on development of *Callophyllum brasiliense* seedlings. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 36(86):161-168.

Cadoná, E. A., Lourenzi, C. R., de Souza, E. L., Rampinelli, E. C., dos Santos, M. L., Sete, P. B., Soares, C. R. F. S. (2018). Contaminação por nitrogênio e fósforo de águas destinadas ao consumo humano em região com intensa atividade suinícola. *Geosciences*. 37(4):883-891.

Campbell, C. A. (1978). Soil organic carbon, nitrogen and fertility. In *Developments in soil Science*. Elsevier. 8:173-271.

Canellas, L. P., de Araújo Santos, G., Rumjanek, V. M., Moraes, A. A., Guridi, F. (2001). Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 36(12):1529-1538.

Canellas, L. P., Busato, J.G, Dobbss, L.B., Baldotto, M.A., Rumjanek, V.M. (2008). Organic matter hydrophobicity as soil quality. *Biology and Fertility of Soil*. 173(9): 624-637.

Canellas, L. P., Olivares, F. L. (2014). Physiological responses to humic substances as plant growth promoter. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*. 1(1):3.

Canellas, L.P., Busato, J.G, Dobbss, L.B., Baldotto, M.A., Rumjanek, V.M., Olivares, F.L. (2010). Soil organic matter and nutrient pools under long-term non-burning management of sugar cane. *European Journal of Soil Science*. 61:375–383.

Cardoso, E. J. B. N., Nakatani, A. S., Martines, A. M., Nogueira, M. A., de Paula, A. M., Santos, C. A. (2011). Recycling industrial and urban wastes in tropical agricultural soils. *Recycling: Processes, Costs and Benefits*. 53-90.

Carneiro, W.J.O., Silva, C. A., Muniz, J. A., Villela Savian, T. (2013) Mineralização de nitrogênio em Latossolos adubados com resíduos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 37(3):17.

Cassol, P. C., Cidral da Costa, A., Ciprandi, O., Pandolfo, C. M., Ernani, P. R. (2012). Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 36(6):77.

Castilhos, R. M. V., Dick, D. P., Castilhos, D. D., Morselli, T. B. A. G., da Costa, P. F. P., Casagrande, W. B., da Rosa, C. M. (2008). Distribuição e caracterização de substâncias húmicas em vermicompostos de origem animal e vegetal. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 32:2669-2675.

Cavanagh, A., Gasser, M. O., Labrecque, M. (2011). Pig slurry as fertilizer on willow plantation. *biomass and bioenergy*. 35(10):4165-4173.

Ceretta, C. A., Durigon, R., Basso, C. J., Barcellos, L. A. R., Vieira, F. C. B. (2003). Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. *Pesquisa agropecuária brasileira*. 38(6):729-735.

Cecagno, D., Gomes, M. V., De Andrade, S. E. V. G., Martins, A. P., de Oliveira Denardin, L. G., Bayer, C., De Faccio Carvalho, P. C. (2018). Carbono orgânico do solo em um sistema integrado de produção agropecuária sob diferentes intensidades de pastejo. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias (Agrária)*, 13(3):5553.

Ceretta, C. A., Lorensini, F., Brunetto, G., Giroto, E., Gatiboni, L. C., Lourenzi, C. R., Miotto, A. (2010). Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 45(6):593-602.

CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO BRASIL (CNA). Disponível em: <<http://www.cna.org.br>>. Acesso em: 20 maio. 2017

Craswell, E. T. and Lefroy, R. D. B. (2001). The role and function of organic matter in tropical soils. In *Managing Organic Matter in Tropical Soils: Scope and Limitations*. 61:7-18.

CNA – CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO BRASIL. Balanço (2017). <https://www.cnabrazil.org.br/assets/arquivos/aves_e_suinobalanco>

Curtin, D. and Rostad, H. P. W. (1997). Cation exchange and buffer potential of Saskatchewan soils estimated from texture, organic matter and pH. *Canadian Journal of Soil Science*. 77(4):621-626.

Da Ros, C. O., Da Silva, V. R., Silvestrin, T. B., da Silva, R. F., Pessotto, P. P. (2017). Disponibilidade de nutrientes e acidez do solo após aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura. *REVISTA BRASILEIRA DE TECNOLOGIA AGROPECUÁRIA*. 1(1):35-44.

Dabin, B. (1981). Les matières organiques dans les sols tropicaux normalement drainés. 18:196.

De Castro, T. S. (2019). Biodigestado de dejetos de suínos e sua influência na dinâmica do carbono e nitrogênio em Latossolo cultivado com pastagem. Dissertação (Mestrado) – Brasília-DF, Universidade de Brasília – UnB.

De Conti, L., Ceretta, C. A., Couto, R. D. R., Ferreira, P. A. A., Silva, L. O. S. D., Piccin, R. Brunetto, G. (2017). Aluminum species and activity in sandy soil solution with pig slurry addition. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 52(10):914-922.

De Conti, L., Ceretta, C. A., Ferreira, P. A. A., Lorensini, F., Lourenzi, C. R., Vidal, R. F., Brunetto, G. (2015). Effects of pig slurry application and crops on phosphorus content in soil and the chemical species in solution. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 39(3):774-787.

De Oliveira, S. V. W. B., Leoneti, A. B., Caldo, G. M. M., De Oliveira, M. M. B. (2011). Generation of bioenergy and biofertilizer on a sustainable rural property. *Biomass and bioenergy*. 35(7):2608-2618.

Diacono, M., and Montemurro, F. (2011). Long-term effects of organic amendments on soil fertility. *Sustainable Agriculture*. 2:761-786.

Dick, D. P., Dick, Y. P., Da silva, L. E., Essig, C., Zortea, R. (1997). Caracterização de produtos de decomposição de lodos orgânicos em diferentes tempos e meios de digestão. *Revista brasileira de ciência do solo*. 21(1):1-8.

Diesel, R., Miranda, C. R., Perdomo, C. C. (2002). Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 30.

Dobbss, L. B., Rumjaneck, V. M., Altoé Baldotto, M., Velloso, A. C. X., Pasqualoto Canellas, L. (2009). Caracterização química e espectroscópica de ácidos húmicos e fúlvicos isolados da camada superficial de Latossolos brasileiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 33(1).

Ehlers, E. (1999). *Agricultura Sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma*. 2. ed. Guaíba: Agropecuária.

Faria, W. M., Figueiredo, C. C. D., Coser, T. R., Vale, A. T., & Schneider, B. G. (2018). Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two-year field experiment. *Archives of Agronomy and Soil Science*. 64(4):505-519.

Ferreira, P. A., Moura, R. D., Santos, D. D., Fontes, P. C., Melo, R. F. (2006). Efeitos da lixiviação e salinidade da água sobre um solo salinizado cultivado com beterraba. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 10(3):570-578.

Fink, J. R., Inda, A. V., Tiecher, T., Barrón, V. (2016). Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. *Ciência e Agrotecnologia*, 40(4),369-379. for renewable energy developments. *Ecological Economics*. 65(3):616– 625.

Freitas, W. D. S., Oliveira, R. A. D., Pinto, F. A., Cecon, P. R., Galvão, J. C. (2004). Effect of swine wastewater application on corn production for silage. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 8(1):120-125.

Gascó, G., Paz-Ferreiro, J., Cely, P., Plaza, C., Méndez, A. (2016). Influence of pig manure and its biochar on soil CO₂ emissions and soil enzymes. *Ecological Engineering*. 95:19-24.

Gatiboni, L., Brunetto, G., Kaminski, J., Rheinheimer, D. D. S., Ceretta, C. A., Basso, C. J. (2008). Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 32(4):29.

Gheyi, H. R., Da Silva Dias, N., De Lacerda, C. F. (2010). *Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados*. Fortaleza: INCTSal.

Giacomini, S. J., Aita, C. (2008). Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. *Revista Brasileira de Ciência do solo*. 32(1):17.

Giang, H.H., Viet, T.Q., Ogle, B., Lindberg, J.E. Growth. (2010). Performance, digestibility, gut environment and health status in weaned piglets fed a diet supplemented with potentially probiotic complexes of lactic acid bacteria. *Livestock Science*. 129:95–103.

Grando, R. L., de Souza Antune, A. M., Da Fonseca, F. V., Sánchez, A., Barrena, R., Font, X. (2017). Technology overview of biogas production in anaerobic digestion plants: A European evaluation of research and development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 80:44-53.

Guardia, G., Cangani, M. T., Sanz-Cobena, A., Junior, J. L., Vallejo, A. (2017). Management of pig manure to mitigate NO and yield-scaled N₂O emissions in an irrigated Mediterranean crop. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 238:55-66.

Guardini, R., Comin, J.J., Rheinheimer, D.S., Gatiboni, L.C., Tiecher, T., Schmitt, D.E., Bender, M.A.; Filho, P.B., Oliveira, P.A.V., Brunetto, G. (2012). Phosphorus accumulation and pollution potential in a Hapludult fertilized with pig manure. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 36:1333-1342.

Guareschi, R., Pereira, M. G., Perin, A. (2012). Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no cerrado goiano. *Revista Brasileira de Ciência do solo*. 36(3).

Hasler, K., Bröring, S., Omta, S. W. F., Olf, H. W. (2015). Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types. *European Journal of Agronomy*. 69:41-51.

Haynes, R. J. (1984) Lime and phosphate in the soil plant system *Advances in Agronomy*. 37:249–315.

Heintze, G. (2017) Influence of soil organic C content on the greenhouse gas emission potential after application of biogas residues or cattle slurry-Results from a pot experiment. *19:9766*.

Helling, C. S., Chesters, G., Corey, R. B. (1964). Contribution of Organic Matter and Clay to Soil Cation-Exchange Capacity as Affected by the pH of the Saturating Solution 1. *Soil Science Society of America Journal*. 28(4):517-520.

Himes, F. L., Barber, S. A. (1957). Chelating Ability of Soil Organic Matter 1. *Soil Science Society of America Journal*. 21(4):368-373.

Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., Kennedy, C. (2015). Peak waste: When is it likely to occur?. *Journal of Industrial Ecology*. 19(1):117-128.

Hsu, J. H., Lo, S. L. (1999). Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. *Environmental Pollution*. 104(2):189-196.

Hungria, M., Campo, R. J., Mendes, I. C. (2007). A importância do processo de fixação biológica do nitrogênio para a cultura da soja: componente essencial para a competitividade do produto brasileiro. *Embrapa Soja-Documents*.

Insam, H., Franke-Whittle, I.H., Podmirseg, S.M. (2014). Agricultural waste management in Europe, with an emphasis on anaerobic digestion. *Journal of Integrated Field Science*. 11:13-17.

Insam, H., Gómez-Brandón, M., Ascher, J. (2015). Manure-based biogas fermentation residues—friend or foe of soil fertility? *Soil Biology Biochemistry*. 84:1–14.

Iocoli, G. A., Zabaloy, M. C., Pasdevicelli, G., Gómez, M. A. (2019). Use of biogas digestates obtained by anaerobic digestion and co-digestion as fertilizers: Characterization, soil biological activity and growth dynamic of *Lactuca sativa* L. *Science of the total environment*. 647:11-19.

Jendza, J. A., Dilger, R. N., Adedokun, S. A., Sands, J. S., Adeola, O. (2005). *Escherichia coli* phytase improves growth performance of starter, grower, and finisher pigs fed phosphorus-deficient diets. *Journal of animal Science*. 83(8):1882-1889.

Júnior, C. F. C., de Souza, R. A., Santos, A. M., Sampaio, R. A., Martins, E. R. (2015). Características químicas do solo e crescimento de *Astronium fraxinifolium* Schott em área degradada adubada com lodo de esgoto e silicato de cálcio. *Ceres*. 56(2): 17-26.

Landgraf, M. D., Alves, M. R., Silva, S. C., Rezende, M. O. O. (1999). Caracterização de ácidos húmicos de vermicomposto de esterco bovino compostado durante 3 e 6 meses. *Química Nova*. 22(4):278-283.

Lopes, A. S., and Guilherme, L. G. (2016). A career perspective on soil management in the Cerrado Region of Brazil. In *Advances in Agronomy*. 137:1-72.

Loss, A., Pereira, M. G., Giácomo, S. G., Perin, A., dos Anjos, L. H. C. (2012). Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 46(10):1269-1276.

Lourenzi C.R., Ceretta C.A., Brunetto G., Giroto E., Tiecher T.L. Vieira R.C.B., Cancian A., Ferreira P.A.A. (2014). Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. *Revista Brasileira Ciência do Solo*. 38:949–958.

Lourenzi, C. R. (2010). Atributos químicos após dezenove aplicações de dejetos líquido de suínos em argissolo sob plantio direto.

Mac Callister, D. L. and Chien, W. L. (2000). Organic carbon quantity and forms as influenced by tillage and cropping sequence. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 31(3):465-479.

Malavolta, E. (1967). *Manual de química agrícola. Adubos e adubação*. São Paulo, Agronômica Ceres, 606.

Malavolta, E. (1980). *Elementos de nutrição mineral de plantas*. São Paulo: Editora Ceres. 251.

Marcato, C. E., Mohtar, R., Revel, J. C., Pouech, P., Hafidi, M., Guiresse, M. (2009). Impact of anaerobic digestion on organic matter quality in pig slurry. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 63(3):260-266.

Matheri, A. N., Sethunya, V. L., Belaid, M., Muzenda, E. (2018). Analysis of the biogas productivity from dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 81:2328-2334.

Mengistu, M. G., Simane, B., Eshete, G., Workneh, T. S. (2015). A review on biogas technology and its contributions to sustainable rural livelihood in Ethiopia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 48:306-316.

Montag, D., and Schink, B. (2016). Biogas process parameters—energetics and kinetics of secondary fermentations in methanogenic biomass degradation. *Applied microbiology and biotechnology*, 100(2):1019-1026.

Muscolo, A., Settineri, G., Papalia, T., Attinà, E., Basile, C., Panuccio, M. R. (2017). Anaerobic co-digestion of recalcitrant agricultural wastes: Characterizing of biochemical parameters of digestate and its impacts on soil ecosystem. *Science of the Total Environment*. 586:746-752.

Nagasawa, K., Wang, B., Nishiya, K., Ushijima, K., Zhu, Q., Fukushima, M., Ichijo, T. (2016). Effects of humic acids derived from lignite and cattle manure on antioxidant enzymatic activities of barley root. *Journal of Environmental Science and Health*. 51(2):81-89.

Nardi, S., Ertani, A., Francioso, O. (2017). Soil–root cross-talking: The role of humic substances. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 180(1):5-13.

Nardi, S., Morari, F., Berti, A., Tosoni, M., Giardini, L. (2004). Soil organic matter properties after 40 years of different use of organic and mineral fertilisers. *European Journal of Agronomy*. 21(3):357-367.

Nardi, S., Pizzeghello, D., Schiavon, M., Ertani, A. (2016). Plant biostimulants: physiological responses induced by protein hydrolyzed-based products and humic substances in plant metabolism. *Scientia Agricola*. 73(1):18-23.

Nasir, I. M., Ghazi, T. I. M., Omar, R. (2012). Anaerobic digestion technology in livestock manure treatment for biogas production: a review. *Engineering in Life Sciences*. 12(3):258-269.

Nascimento, J. L. D., Almeida, R. D. A., Silva, R. S. M., Magalhães, L. A. F. (2002). Níveis de calagem e fontes de fósforo na produção do capim Tanzânia (*Panicum maximum* Jacq. cv. Tanzânia).

Nawaz, R., Arshad, M., Sarfraz, M. S., Ashraf, M. W., Hayat, M. U., Mehmood, R., Parkpian, P. (2014). Interactions between acidic (Al^{3+} , Fe^{2+}) and basic (Ca^{2+} , Mg^{2+}) cations in oxisol and ultisol under acidification induced by simulated acid rain. *Asian Journal. Chemistry*. 26(15):4794-4800.

Ning, J., Zhou, M., Pan, X., Li, C., Lv, N., Wang, T., Zhu, G. (2019). Simultaneous biogas and biogas slurry production from co-digestion of pig manure and corn straw: performance optimization and microbial community shift. *Bioresource Technology*.

Nkoa, R. (2014). Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 34:473-492.

Oliveira, P. S. (2002). The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. Columbia University Press.

Oliveira, P. A. V. (1995). Aspectos práticos do manejo de dejetos de suínos: Manejo da água-Influência no volume de dejetos produzidos. Florianópolis: EPAGRI/EMBRAPA-CNPSA. 29-33.

Piccolo, A. (2002). The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science.

Plaza, C., Hernández, D., Fernández, J. M., Polo, A. (2006). Long-term effects of amendment with liquid swine manure on proton binding behavior of soil humic substances. *Chemosphere*. 65(8):1321-1329.

Prasad, J. V. N. S., Rao, C. S., Srinivas, K., Jyothi, C. N., Venkateswarlu, B., Ramachandrapa, B. K., Mishra, P. K. (2016). Effect of ten years of reduced tillage and recycling of organic matter on crop yields, soil organic carbon and its fractions in Alfisols of semi arid tropics of southern India. *Soil and Tillage Research*. 156:131-139.

Prior, M., Sampaio, S. C., Nóbrega, L. H. P., Opazo, M. A. U., Dieter, J., Pegoraro, T. (2013). Combined pig slurry and mineral fertilization for corn cultivation. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 56(2):337-348.

Provenzano, M. R., Malerba, A. D., Pezzolla, D., Gigliotti, G. (2014). Chemical and spectroscopic characterization of organic matter during the anaerobic digestion and successive composting of pig slurry. *Waste management*. 34:653-660.

Puglisi, I., Barone, V., Sidella, S., Coppa, M., Broccanello, C., Gennari, M., Baglieri, A. (2018). Biostimulant activity of humic-like substances from agro-industrial waste on *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus quadricauda*. *European Journal of Phycology*. 53(3):433-442.

Quintana, N. R. G., Do Carmo, M. S., De Melo, W. J. (2011). Lodo de esgoto como fertilizante: produtividade agrícola e rentabilidade econômica. *Nucleus*. 8:1.

Ramos, F. T., Dores, E. F. D. C., Weber, O. L. D. S., Beber, D. C., Campelo Jr, J. H., Maia, J. C. D. S. (2018). Soil organic matter doubles the cation exchange capacity of tropical soil under no-till farming in Brazil. *Journal of the science of food and agriculture*. 98(9):3595-3602.

Reijnders, L. (2014). Phosphorus resources, their depletion and conservation, a review. *Resources, conservation and recycling*. 93:32-49.

Riggio, V., Rosso, M., Comino, E., Biagini, D., Montoneri, E. (2017). Ecofriendly manure anaerobic digestion assisted by soluble bio-based substances obtained from anaerobic digestion, composting and chemical hydrolysis of urban bio-wastes. A step toward the integration of urban and agriculture waste management. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. 92(5):1111-1117.

Riva, C., Orzi, V., Acutis, M., Boccasile, G., Lonati, S., Tambone, F., D'Imporzano, G., Adani, F. (2016) Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. *Science of The Total Environment*. 547:206–214.

Robinson, C. A., Cruse, R. M., Ghaffarzadeh, M. (1996). Cropping system and nitrogen effects on Mollisol organic carbon. *Soil Science Society of America Journal*. 60(1):264-269.

Romero-Güiza, M. S., Astals, S., Mata-Alvarez, J., Chimenos, J. M. (2015). Feasibility of coupling anaerobic digestion and struvite precipitation in the same reactor: evaluation of different magnesium sources. *Chemical Engineering Journal*. 270: 542-548.

Rhoades, J., Kandiah, A., Mashali, A. M. *Uso de águas salinas para produção agrícola*. (2000). 2ª Edição. UFPB.

Ryals, R., Silver, W. L. (2013). Effects of organic matter amendments on net primary productivity and greenhouse gas emissions in annual grasslands. *Ecological Applications*. 23(1):46-59.

Sacomori, W., Cassol, P. C., Ernani, P. R., Miquelluti, D. J., Comin, J. J., Gatiboni, L. C. (2016). Concentração de nutrientes na solução do subsolo de lavoura fertilizada com dejetos líquidos de suínos. *Revista de Ciências Agroveterinárias*. 15:245-258.

Saidy, A. R., Smernik, R. J., Baldock, J. A., Kaiser, K., Sanderman, J., Macdonald, L. M. (2012). Effects of clay mineralogy and hydrous iron oxides on labile organic carbon stabilization. *Geoderma*. 173:104-110.

Salassier, B., Soares, A. A., Mantovani, E. C. (2006). *Manual de irrigação*. 8ª Edição. Viçosa. Editora: UFV

Salinity laboratory staff – diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. United States. 1954. 160. (*Agriculture Handbook* n:60)

Saruhan, V., Gul, I., Aydin, I. (2010). The effects of sewage sludge used as fertilizer on agronomic and chemical features of birds foot trefoil (*Lotus corniculatus* L.) and soil pollution. *Scientific Research and Essays*. 5(17):2567-2573.

Scaglia, B., Pognani, M., Adani, F. (2015). Evaluation of hormone-like activity of the dissolved organic matter fraction (DOM) of compost and digestate. *Science of the Total Environment*. 514:314-321.

Scherer, E., Nunes Nesi, C., Massotti, Z. (2016). Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 34(4).

Schievano A, Pognani M, D'Imporzano G, Adani F. (2008). Predicting *Science*. 31(9):946-953.

Scotti, R., Pane, C., Spaccini, R., Palese, A. M., Piccolo, A., Celano, G., Zaccardelli, M. (2016). On-farm compost: a useful tool to improve soil quality under intensive farming systems. *Applied soil ecology*. 107:13-23.

Solovchenko, A., Verschoor, A. M., Jablonowski, N. D., Nedbal, L. (2016). Phosphorus from wastewater to crops: An alternative path involving microalgae. *Biotechnology advances*. 34(5):550-564.

Sousa, A.A.T.C., Figueiredo, C.C. (2015) Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. *Biological Agriculture and Horticulture*. 8765:1–12.

Sousa, D.M.G., and LOBATO, E. (2004). Adubação com nitrogênio. In: Cerrado: correção do solo e adubação. Planaltina: Embrapa Cerrados. 2:129-145.

Spaccini, R., Cozzolino, V., Di Meo, V., Savy, D., Drosos, M., Piccolo, A. (2019). Bioactivity of humic substances and water extracts from compost made by ligno-cellulose wastes from biorefinery. *Science of the Total Environment*. 646:792-800.

Spaccini, R., Piccolo, A. (2013). Effects of field managements for soil organic matter stabilization on water-stable aggregate distribution and aggregate stability in three agricultural soils. *Journal of Geochemical Exploration*. 129:45-51.

Stevenson, F. J. (1994). *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley and Sons. 496

Tahiri, A., Richel, A., Destain, J., Druart, P., Thonart, P., Ongena, M. (2016). Comprehensive comparison of the chemical and structural characterization of landfill leachate and leonardite humic fractions. *Analytical and bioanalytical chemistry*. 408(7): 1917-1928.

Tambone, F., Adani, F., Gigliotti, G., Volpe, D., Fabbri, C., Provenzano, M. R. (2013). Organic matter characterization during the anaerobic digestion of different biomasses by means of CPMAS ¹³C NMR spectroscopy. *Biomass and bioenergy*. 48:111-120.

Tambone, F., Orzi, V., D'Imporzano, G., Adani, F. (2017). Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. *Bioresource technology*. 243:1251-1256.

Tiessen, H., Cuevas, E., Chacon, P. (1994). The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371:783–785.

Trevisan, S., Francioso, O., Quaggiotti, S., Nardi, S. (2010). Humic substances biological activity at the plant-soil interface: from environmental aspects to molecular factors. *Plant signaling and behavior*. 5(6):635-643.

USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (2017). Disponível em: < <https://www.nal.usda.gov/swine>>.

Van Kauwenbergh, S. J. (2010). World phosphate rock reserves and resources. 48.

Van Hees P, A., Van Hees A, M, T., Lundström U, S. (2001) Determination of aluminium complexes of low molecular organic acids in soil solution from forest soils using ultrafiltration. *Soil BiolBiochem* 33:867-874

Vaneekhaute, C., Janda, J., Vanrolleghem, P. A., Filip, M. G., Meers, E. (2016). Phosphorus use efficiency of bio-based fertilizers: Bioavailability and fractionation. *Pedosphere*. 26(3):310-325.

Varadachari, C., Mondal, A. H., Ghosh, K. (1994). Clay-humus complexation: effect of pH and the nature of bonding. *Soil Biology and Biochemistry*. 26(9):1145-1149.

Vázquez, M. A., De La Varga, D., Plana, R., Soto, M. (2015). Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water reuse. *Journal of Cleaner Production*. 104:80-89.

Veroneze, M. L., Schwantes, D., Gonçalves Jr, A. C., Richart, A., Manfrin, J., da Paz Schiller, A., Schuba, T. B. (2019). Production of biogas and biofertilizer using anaerobic reactors with swine manure and glycerin doses. *Journal of Cleaner Production*. 213:176-184.

Viancelli, A., Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., Kich, J. D., Souza, C. K., Canal, C. W., Barardi, C. R. M. (2013). Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. *Chemosphere*. 90(4):1539-1544.

Vojvodic, A., Medford, A. J., Studt, F., Abild-Pedersen, F., Khan, T. S., Bligaard, T., Nørskov, J. K. (2014). Exploring the limits: A low-pressure, low-temperature Haber–Bosch process. *Chemical Physics Letters*. 598:108-112.

Volikov, A. B., Kholodov, V. A., Kulikova, N. A., Philippova, O. I., Ponomarenko, S. A., Lasareva, E. V., Perminova, I. V. (2016). Silanized humic substances act as hydrophobic modifiers of soil separates inducing formation of water-stable aggregates in soils. *Catena*. 137:229-236.

Wang, Q.K., Wang, S.L., Feng, Z.W. (2005) Active soil organic matter and its relationship with soil quality. *Acta Ecologica Sinica*. 25:513–519.

Wang, W., Liang, T., Wang, L., Liu, Y., Wang, Y., Zhang, C. (2013). The effects of fertilizer applications on runoff loss of phosphorus. *Environmental Earth Sciences*. 68(5):1313-1319.

Whitman, T., Pepe-Ranne, C., Enders, A., Koechli, C., Campbell, A., Buckley, D. H., Lehmann, J. (2016). Dynamics of microbial community composition and soil organic carbon mineralization in soil following addition of pyrogenic and fresh organic matter. *The ISME journal*. 10(12):2918.

Wolf, D. C. and Wagner, G. H. (2005). Carbon transformations and soil organic matter formation. *Principles and applications of soil microbiology*. 2:285-332.

Wu, J., Zhao, Y., Yu, H., Wei, D., Yang, T., Wei, Z., Zhang, X. (2019). Effects of aeration rates on the structural changes in humic substance during co-composting of digestates and chicken manure. *Science of The Total Environment*. 658:510-520.

Yeomans, J.C., Bremner, J.M. (1988). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 19:1467-1476.

Yuan, Z., Pan, X., Chen, T., Liu, X., Zhang, Y., Jiang, S., Zhang, L. (2018). Evaluating environmental impacts of pig slurry treatment technologies with a life-cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*. 188:840-850.

Yuhong, L., Jones, D. L., Chen, Q., Chadwick, D. R. (2019). Slurry acidification and anaerobic digestion affects the speciation and vertical movement of particulate and nanoparticulate phosphorus in soil after cattle slurry application. *Soil and Tillage Research*. 189:199-206.

Zhang, J., Wang, M., Cao, Y., Liang, P., Wu, S., Leung, A. O. W., Christie, P. (2017). Replacement of mineral fertilizers with anaerobically digested pig slurry in paddy fields: assessment of plant growth and grain quality. *Environmental Science and Pollution Research*. 24(10):8916-8923.

Zhou, J., Zhang, R., Liu, F., Yong, X., Wu, X., Zheng, T., Jia, H. (2016). Biogas production and microbial community shift through neutral pH control during the anaerobic digestion of pig manure. *Bioresource technology*. 217:44-49.

Zornoza, R., Moreno-Barriga, F., Acosta, J. A., Muñoz, M. A., Faz, A. (2016). Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. *Chemosphere*. 144:122-130.