

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

WILLIAM RAMOS DA SILVA

**USO AGRÍCOLA DE LODO DO TRATAMENTO DE RESÍDUOS
INDUSTRIAIS E SANITÁRIOS: IMPACTOS AGRONÔMICOS NA
CULTURA DO MILHO E NOS INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DE
QUALIDADE DE SOLO**

**RECIFE
2020**

William Ramos da Silva
Engenheiro Agrônomo

**Uso agrícola de lodo do tratamento de resíduos industriais e sanitários:
impactos agronômicos na cultura do milho e nos indicadores microbiológicos
de qualidade de solo**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo

Orientador: Prof. Dr. Clístenes Williams Araújo do Nascimento

Recife
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- W718u Silva, William Ramos da Silva
 Uso agrícola de lodo do tratamento de resíduos industriais e sanitários: impactos agrônômicos na cultura do milho e nos indicadores microbiológicos de qualidade de solo / William Ramos da Silva. - 2020.
 121 f. : il.
- Orientador: Clístenes Williams Araújo do Nascimento. Coorientador: Giselle Gomes Monteiro Fracetto.
 Inclui referências.
- Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Recife, 2020.
1. Biossólido. 2. Mineralização. 3. Micro-organismos edáficos. I. Nascimento, Clístenes Williams Araújo do, orient. II. Fracetto, Giselle Gomes Monteiro, coorient. III. Título

CDD 631.4

WILLIAM RAMOS DA SILVA

Uso agrícola de lodo do tratamento de resíduos industriais e sanitários: impactos agronômicos na cultura do milho e nos indicadores microbiológicos de qualidade de solo

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2020

Prof. Dr. Clístenes Williams Arújo do Nascimento
Orientador
Universidade Federal Rural de Pernambuco (DEPA)

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ygor Jaques Agra Bezerra da Silva
Universidade Federal Rural de Pernambuco (DEPA)

Prof. Dr. Jean Cheyson Barros dos Santos
Universidade Federal Rural de Pernambuco (DEPA)

Dr. Felipe José Cury Fracetto
Universidade Federal Rural de Pernambuco (DEPA)

Prof. Dr. Renato Lemos dos Santos
Instituto Federal de Pernambuco

“O Bom Deus me dá coragem na proporção dos meus sofrimentos”.
(Santa Terezinha do Menino Jesus)

*Ao meu filho Samuel, alegria de nossas vidas e presente de Deus.
Que possamos crescer juntos no amor e sabedoria.*

OFEREÇO

A minha mãe, Adeneuza, por fazer de tudo para que seus filhos tivessem acesso à educação. Sua força de vida que me ajudou a chegar aqui.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, autor da vida, sem o qual nada seria, pela presença viva e real a me acompanhar em todos os momentos da minha vida. Seja por mim sempre louvado o Teu nome.

Aos meus pais, Severino, que profetizou em minha vida, me chamando quando criança de “doutorzinho”. Você estará sempre vivo em minha memória. E minha querida mãe que tem sido para mim alicerce firme na caminhada. Nunca esquecerei tudo que enfrentamos para que eu chegasse até aqui.

A minha irmã Bárbara, por todo o carinho e chatice de irmã mais nova.

A família que Deus me deu a graça de constituir, minha esposa Elissandra e meu filho Samuel, alegrias de minha vida, por estarem comigo suportando os duros e os leves momentos da vida.

A todos os meus queridos e amados familiares que vestiram a camisa comigo para o desenvolvimento dessa tese, fazendo capina, irrigação, colheita... vocês sempre estão comigo. Muito obrigado por tudo, sou mais feliz perto de vocês, meus avós, tios e primos.

Ao meu orientador, professor Clístenes, pelos valiosos ensinamentos, apoio e incentivo nesses dez anos de trabalho no grupo de pesquisa.

A todos os membros do grupo de pesquisa por todos os ensinamentos, parceria e toda ajuda depositada neste projeto e a todos os que passaram por ele nestes dez anos com quem tive a graça de conviver e aprender.

Aos amigos Bruno e Paula por toda ajuda, companheirismo e discussões que me ajudaram a crescer como profissional.

Aos amigos Diogo e Gabriel, pela amizade e trabalho partilhado nesse último ano. Nossa amizade tornou os dias de campo mais divertidos.

Aos queridos Giselle e Felipe, vocês são pessoas espetaculares. Muito obrigado por todos os conselhos pessoais e profissionais, pela co-orientação neste projeto e por abrir as portas da casa e da vida pra mim e minha família.

A todos os professores que contribuíram para minha formação, por todos os ensinamentos partilhados.

A minha amiga de graduação, Juliet, passamos por tanta coisa, mas Deus sempre nos abençoou. Que Ele conserve sempre nossa amizade.

A todos as amizades que construí na rural, obrigado, a final que graça teria a vida sem amigos. Em especial Mayame, Aline, Simone, Jô, Manu, Cíntia, Thiago, Yure, Petrônio, Adriana, Welka, Hailson, Luiz, Frank e tantos outros.

Aos amigos do agro Macelo e Arthur pela valiosa ajuda para realização de análises na Usina São José e na Esalq.

Aos amigos de vida que me animam nas horas difíceis e sempre estão comigo.

A AFC-Soluções Ambientais pela disponibilização do lodo de esgoto.

Ao Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo-UFRPE e Capes pela oportunidade de cursar um doutorado em um país em que é tão difícil o acesso a educação daqueles que são marginalizados.

Uso agrícola de lodo do tratamento de resíduos industriais e sanitários: impactos agronômicos na cultura do milho e nos indicadores microbiológicos de qualidade de solo

RESUMO

Aproximadamente quatro mil toneladas de lodo de esgoto são produzidas diariamente no Brasil, de modo que a aplicação desses resíduos em áreas agrícolas foi identificada como a condição mais econômica e ambientalmente viável de disposição final. O presente trabalho teve como objetivo avaliar os impactos agronômicos e na comunidade microbiana do solo e sua influência na disponibilidade de nutrientes do lodo submetido a duas formas de estabilização em solos de milho. Foram avaliadas duas formas de estabilização: química (LEQ) e térmica (LET). O experimento foi montado em campo, com delineamento de blocos casualizados, em que foram aplicadas doses de 0, 10, 20, 30 e 40 t ha⁻¹ de lodo em cada forma de estabilização. O milho foi cultivado por três ciclos e, em cada um deles, foram avaliados a nutrição da planta, produção de matéria seca, rendimento de grãos e atributos químicos do solo na camada de 0 a 20 cm de profundidade. Na primeira safra de milho, parâmetros microbiológicos do solo foram investigados para determinar a influência de microrganismos na disponibilidade de nutrientes e o impacto do lodo na comunidade microbiana. A produtividade do milho aumentou devido ao aumento das doses de lodo. As doses de lodo tiveram efeito residual (ou seja, maior produtividade que o controle) até a terceira safra por 20 t ha⁻¹. As doses mais altas de lodo (30 e 40 t ha⁻¹) foram mais eficientes que a fertilização mineral, provavelmente devido ao conteúdo de micronutrientes adicionados pelo lodo e aos efeitos da matéria orgânica nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. As duas formas de aplicação de lodo determinam um aumento na atividade enzimática da β -glucosidase e desidrogenase, enquanto a urease foi reduzida. A adição de LEQ promoveu a maior abundância de bactérias e fungos totais, enquanto a abundância funcional de genes foi favorecida pela aplicação LET. A aplicação do lodo de esgoto tratado sob diferentes formas de estabilização teve um impacto positivo na comunidade microbiana do solo, induzindo menores emissões de C-CO₂ devido à eficiência da capacidade dos microrganismos existentes na degradação da matéria orgânica adicionada ao solo, resultando na liberação de N a forma de amônio e nitrato, além de P, disponível no solo.

Palavras-Chave: Biossólido. Mineralização. Micro-organismos edáficos.

Agricultural use of sludge in the treatment of industrial and sanitary waste: agronomic impacts on maize crop and microbiological indicators of soil quality

ABSTRACT

Approximately four thousand tons of sewage sludge are produced daily in Brazil, so the application of this waste in agricultural areas has been identified as the most economical and environmentally viable condition of final disposal. The present work aimed to evaluate the agronomic impacts on the soil microbial community and its influence on the availability of nutrients from the sludge submitted about two forms of stabilization into maize soils. We assessed two forms of stabilization, is a chemical (LEQ) and a thermal (LET). The experiment was set up in a field experiment with the randomized block design, where doses of 0, 10, 20, 30, and 40 t ha⁻¹ of sludge were applied in each form of stabilization. The maize was grown for three cycles, and at each of them, the plant's nutrition, dry matter production, grain yield, and soil chemical attributes at 0 to 20 cm depth layer were assessed. In the first crop of maize, soil microbiological parameters were investigated to determine the influence of microorganisms on the nutrients availability and the impact of sludge on the microbial community. Maize productivity increased due to the sludge doses increasing. Sludge doses had a residual effect (i.e., higher productivity than the control) until the third crop for 20 t ha⁻¹. The highest doses of sludge (30 and 40 t ha⁻¹) were more efficient than mineral fertilization, probably due to the content of micronutrients added by the sludge and the effects of organic matter on physical, chemical, and biological soil properties. The two forms of sludge application determine an increase in the enzymatic activity of β -glucosidase and dehydrogenase, while urease was reduced. LEQ addition promoted the highest abundance of bacteria and total fungi, while the functional gene abundance was favored by LET application. The application of treated sewage sludge under different forms of stabilization had a positive impact on the soil microbial community, inducing lower C-CO₂ emissions due to the efficiency of existing microorganisms capacity in degrading the organic matter added in the soil, resulting in N release in the form of ammonium and nitrate besides P available to the soil.

Keywords: Biosolid. Mineralization. Soil microorganisms.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	19
1.1 Hipóteses	20
1.2 Objetivo Geral	20
1.3 Objetivos Específicos	21
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1 Origem do lodo	21
2.2 Uso do lodo na agricultura.....	22
2.4 O impacto do uso do lodo de esgoto sobre a comunidade microbiana do solo	25
Referencias bibliográficas	28
3 EFEITO RESIDUAL DO LODO DE ESGOTO SUBMETIDO A DIFERENTES FORMAS DE ESTABILIZAÇÃO NA CULTURA DO MILHO	35
RESUMO	35
ABSTRACT	36
3.1 INTRODUÇÃO.....	37
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	38
3.2.1 Área experimental e caracterização do solo e do lodo	38
3.2.2 Instalação do experimento	40
3.2.3 Coleta do experimento.....	42
3.2.4 Análises de solo e folha	43
3.2.5 Análises estatísticas	44
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
3.3.1 Efeito residual da aplicação do lodo submetido a diferentes formas de estabilização sobre a produção de matéria seca e produtividade de milho.....	44
3.3.2 Efeito residual da aplicação de lodo sobre características químicas do solo	48
3.3.3 Efeito residual da aplicação de lodo submetido a diferentes formas de estabilização sobre a nutrição do milho.....	57
3.4 CONCLUSÕES	66
Referências bibliográficas	67
4 ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS E DISPONIBILIDADE DE N E P EM SOLO CULTIVADO COM MILHO E TRATADO COM LODO DE ESGOTO SUBMETIDO A DIFERENTES FORMAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	71
RESUMO	71

ABSTRACT	72
4.1 INTRODUÇÃO	73
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	74
4.2.1 Área experimental e caracterização do solo e do lodo	74
4.2.2 Instalação do experimento	76
4.2.3 Coleta do experimento	77
4.2.4 Análises químicas	77
4.2.5 Análises microbiológicas	77
4.2.6 Análises estatísticas	77
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
4.4 CONCLUSÕES	89
Referencias bibliográficas	89
5 ATIVIDADE E ABUNDÂNCIA DE MICRO-ORGANISMOS EM SOLO CULTIVADO COM MILHO E TRATADO COM LODO DE ESGOTO SUBMETIDO A DIFERENTES PROCESSOS DE ESTABILIZAÇÃO	93
RESUMO	93
ABSTRACT	94
5.1 INTRODUÇÃO	95
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	96
5.2.1 Área experimental e caracterização do solo e do lodo	96
5.2.2 Instalação do experimento	98
5.2.3 Coleta do experimento	99
5.2.4 Análises biológicas	99
5.2.5 Atividade enzimática	99
5.2.6 Análises moleculares	100
5.2.6.1 Extração do DNA do solo	100
5.2.6.2 Reação em cadeia da polimerase em tempo real (qPCR)	100
5.2.6 Análises estatísticas	101
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	102
5.3.1 Biomassa e atividade microbiana do solo	102
5.3.2 Atividade enzimática do solo	105
5.3.3 Abundância da comunidade microbiana do solo	108
5.3.4 Análise de componentes principais	113

5.4 CONCLUSÕES	115
Referencias bibliográficas	115
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	121

1 INTRODUÇÃO GERAL

O lodo de esgoto é o resíduo oriundo do processo de tratamento de esgoto. O crescimento acelerado dos centros urbanos e o aumento no tratamento do esgoto produzido por estes centros têm feito com que a quantidade de lodo de esgoto gerada seja cada vez maior. No Brasil, atualmente, são geradas cerca de quatro mil toneladas desse resíduo diariamente, que é disposto comumente em aterros sanitários, no entanto, essa destinação é onerosa e passível de contaminação ambiental. Dessa forma, uma alternativa que já vem sendo adotada em estados como São Paulo e Paraná, seria a utilização deste resíduo na agricultura.

A utilização do lodo de esgoto na agricultura tem se apresentado como uma prática promissora, pois esse resíduo pode ser utilizado como fertilizante orgânico por apresentar grande carga de nutrientes em sua composição, principalmente N e P. Além do fornecimento de nutrientes à planta, o lodo pode trazer outros benefícios ao solo, por apresentar alta quantidade de matéria orgânica, funcionando como condicionante de propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Porém, precauções devem ser adotadas visando sua utilização segura, pois dependendo do tipo e da quantidade deste resíduo adicionado ao solo, concentrações consideráveis de N, P e metais pesados podem ser disponibilizados, causando problemas de contaminação ambiental. O lodo de esgoto pode ainda apresentar elevado percentual de agentes patogênicos, sendo necessária a utilização de processo de estabilização visando reduzi-los.

Visando a utilização segura deste resíduo em áreas agrícolas o Conselho Nacional de Meio Ambiente, através da instrução normativa de número 375 no ano de 2006, estabeleceu critérios e procedimentos para o uso do lodo de esgoto gerado em estações de tratamento de esgoto e seus derivados na agricultura. Dentre os critérios para a utilização do lodo tem-se que sua dose máxima não deve exceder o aporte máximo de N exigido pela cultura e o aporte de metais pesados ao solo, não devendo exceder o limite máximo permitido pela legislação. Deve-se também levar em consideração a taxa de mineralização do N do lodo. A legislação prevê ainda que antes de sua utilização deve ser feita a redução da taxa de agentes patogênicos.

Diversos estudos têm demonstrado que a aplicação de lodo de esgoto tem proporcionado aumentos relevantes de produtividade, chegando em alguns casos a apresentar resultados superiores aos solos em que foram utilizados fertilizante mineral. Isso ocorre não só pelo fornecimento de nutrientes, mas também pela melhoria na qualidade do solo. Como a degradação

do lodo pelos micro-organismos se dá de forma gradual, a disponibilização de nutrientes ao solo se dá de maneira fracionada, de forma que a utilização de lodo pode surtir efeitos no solo por vários anos. No Brasil, a utilização deste resíduo no cultivo de milho tem sido relatada em alguns estudos e apresentado resultados promissores quanto a substituição a fertilização mineral.

A biodegradação do lodo no solo vai depender da atividade dos micro-organismos, contudo a concentração de metais pesados, pH e a carga de nutrientes presentes neste resíduo, principalmente N e P, podem afetar a atividade da microbiota do solo. Os micro-organismos são os principais responsáveis pela degradação da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes no solo e são bastante sensíveis as mudanças decorridas do uso e manejo do solo. Dessa forma a variação na quantidade e forma de estabilização de lodo adicionado pode afetar a microbiota do solo e suas funções.

1.1 Hipóteses

O uso de lodo de esgoto como fertilizante fornece nutrientes que serão disponibilizados às plantas, aumentando a produtividade da cultura do milho em cultivos sucessivos.

A liberação de nutrientes pelo lodo de esgoto se dá de forma gradual, uma vez que a quantidade liberada vai depender da forma com que o lodo de esgoto é estabilizado.

Devido aos altos teores de nutrientes presentes no lodo de esgoto, os parâmetros microbiológicos respondem rapidamente à aplicação deste resíduo no solo, ocasionando em modificações na abundância das comunidades microbianas do solo com reflexos diretos sobre a atividade metabólica dessa comunidade.

As alterações impostas pela forma de estabilização refletem diretamente na comunidade microbiana do solo por meio da adição de micro-organismos exógenos, ou indiretamente, por meio de alterações no ambiente do solo.

A aplicação de lodo de esgoto submetido a diferentes formas de estabilização em solo cultivado com milho provoca a inibição de enzimas relacionadas aos ciclos do N e P devido ao alto aporte desses nutrientes no solo.

1.2 Objetivo Geral

Avaliar os impactos agronômicos e na microbiota de solos cultivados com milho por meio da utilização de lodo de esgoto submetido a duas formas de estabilização.

1.3 Objetivos específicos

Avaliar o efeito residual do lodo de esgoto submetido a duas diferentes formas de estabilização, com avaliação da produtividade de grãos, avaliação nutricional das plantas e do solo em três cultivos de milho.

Avaliar o impacto de duas diferentes formas de estabilização de lodo de esgoto sobre a respiração basal e biomassa microbiana do solo e a disponibilidade de N e P ao longo do ciclo da cultura do milho, em condições de campo.

Avaliar o efeito da aplicação de lodo de esgoto em solo cultivado com milho sob a abundância e atividade dos micro-organismos no solo por meio de técnicas moleculares e ação de enzimas específicas a determinados nutrientes, respectivamente.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Origem do Lodo

O crescimento populacional e o aumento das atividades industriais têm como consequência a geração de resíduos (CAMARGO et al., 2016). O manejo e tratamento de esgotos tem se tornado um grande problema, principalmente nos grandes centros urbanos, devido aos resíduos gerados durante o processo (NOGUEIROL et al. 2013). O esgoto é gerado pelas descargas domésticas e industriais e contém em média 99,9% de água e 0,1% de sólidos, dos quais 70% são de material orgânico (MORETTI et al., 2015). A maioria dos esgotos gerados nas cidades brasileiras são liberados, sem tratamento, diretamente nos corpos hídricos. Apenas 48% dos esgotos das cidades que apresentam população acima de 60 mil habitantes são coletados, dos quais 69% recebem tratamento; isso perfaz apenas 33% do esgoto gerado nestas cidades. Contudo, há uma crescente pressão quanto ao saneamento básico e tratamento de esgoto no país, o que está promovendo um crescimento no número de estações de tratamento de esgoto (ETE), o que aumentará a quantidade de resíduos gerados (BRASIL, 2017).

O tratamento do esgoto tem como objetivo reduzir as concentrações de materiais orgânicos facilmente decomponíveis, minimizando os impactos ambientais causados pela sua liberação no ambiente. Contudo, um entrave encontrado tem sido a geração do lodo, um resíduo insolúvel remanescente do processo de tratamento do esgoto (BAI et al., 2017; WEI et al., 2014). Anualmente são geradas milhões de toneladas desse resíduo, principalmente em países industrializados ou em

desenvolvimento, a exemplo do Japão (70 milhões), China (30 milhões) e EUA (6 milhões) (BOURIOUG et al., 2016; RIGBY et al., 2016). No Brasil, estima-se que diariamente sejam produzidas cerca de quatro mil toneladas de lodo de esgoto (BRASIL, 2017).

A eliminação segura do lodo é uma das principais preocupações ambientais em todo o mundo (SINGH; AGRAWAL 2008). Atualmente, os principais métodos de eliminação e utilização de lodo no mundo incluem a incineração, o aterro sanitário e o despejo em mares, porém essas práticas podem ser onerosas e passíveis de impactos ambientais (BAI et al., 2017). No Brasil, os lodos têm sido comumente dispostos em aterros sanitários, porém os elevados custos, necessidade de amplas áreas para o recebimento em longo prazo e a possibilidade de contaminação do solo e da água, fazem com que alternativas mais viáveis venham a ser utilizadas, como já ocorre em outros países (CHIBA; MATTIAZO; OLIVEIRO, 2009). Uma prática econômica e ambientalmente mais aceita tem sido o uso deste resíduo como fertilizante agrícola, por apresentar altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes (KIRCHMANN et al., 2017; YANG et al. 2016; SARUHAN; KUSVURAN; KOKTEN, 2015; ROMEIRO; GRASSI FILHO; MOREIRA, 2014; LI et al., 2012; GOMES; NASCIMENTO; BIONDI, 2007). Alguns estados brasileiros como São Paulo e Paraná já adotam essa prática, de forma bem estabelecida e grande parte do lodo de esgoto gerado tem como destino a agricultura, no entanto, estudos sobre a utilização desse resíduo na região Nordeste ainda são incipientes.

2.2 Uso do lodo na agricultura

A disposição deste resíduo em áreas agrícolas tem sido apontada como a forma mais econômica e ambientalmente viável (BAI et al., 2017). O lodo de esgoto apresenta em sua composição grande carga de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, o que pode favorecer o desenvolvimento vegetal e diminuir os custos com fertilizantes minerais (FRANCO et al., 2010), e quantidades variáveis de cálcio, magnésio, enxofre, zinco, cobre, ferro e manganês, sendo o baixo teor de potássio sua principal limitação como fertilizante (KIRCHMANN et al., 2017; NASCIMENTO et al., 2014; GOMES; NASCIMENTO; BIONDI, 2007). Este resíduo apresenta ainda elevados teores de matéria orgânica (MORETTI et al., 2015). Diversos trabalhos têm demonstrado que, além da contribuição pra nutrição de plantas, o lodo de esgoto funciona como condicionante de propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (BAI et al., 2017; LIU et al., 2017; NOGUEIRA et al., 2013).

A incorporação do lodo no solo permite uma melhor utilização dos nutrientes pelas plantas, uma vez que se encontram na forma orgânica podendo ser liberados gradualmente, fazendo com que as necessidades sejam supridas de forma adequada durante todo o ciclo da cultura (COSTA et al., 2014). Segundo Ribeirinho et al. (2012), a aplicação de lodo ao solo pode ocasionar aumento da absorção de nutrientes, refletindo diretamente na produtividade, podendo ser inclusive superior a eficiência da adubação mineral. Outros benefícios podem ser observados ao longo do tempo, como uma maior estruturação do solo, promovendo maior porosidade, diminuição da densidade e maior movimentação de água e desenvolvimento de raízes no perfil do solo (KIRCHMANN et al., 2017). Benefícios também podem ser observados na biota do solo, promovendo uma maior atividade dos micro-organismos e auxiliando a ciclagem de nutrientes (VIEIRA; PAZIANOTTO, 2016).

Diversos estudos demonstram que a utilização do lodo tem sido eficiente para o fornecimento de N para as culturas (ALBUQUERQUE et al., 2015; JUNUIO et al., 2013; BUENO et al., 2011). Chiba, Mattiazo e Oliveira (2009) observaram que o lodo foi eficiente em fornecer N, P e alguns micronutrientes como Cu e Zn em quantidades ideais. Fornecimento semelhante de P via lodo para o cultivo de trigo foi observado por Franco et al. (2010). Resultados semelhantes foram encontrados por Bueno et al. (2011), ao utilizarem este resíduo para adubação do milho. Apesar de apresentar micronutrientes em sua composição, as concentrações no lodo doméstico geralmente não são altas a ponto de seu aporte no solo causar danos ao ambiente (MORETTI et al., 2015; COLLIN; DOELSCH, 2010; SILVA et al., 2010). Outro benefício desse resíduo é o seu efeito residual, em que os nutrientes vão sendo disponibilizados ao longo do tempo. Desta forma, no segundo ano de cultivo, os nutrientes ainda continuam sendo disponibilizados (MORETTI et al., 2015; NOGUEIRA et al., 2013, CHIBA; MATTIAZO; OLIVEIRA, 2009).

Por outro lado, efluentes de origem industrial podem gerar lodos com alta concentração de metais pesados, cujo uso agrícola se constituiria em risco real de contaminação da cadeia trófica, devendo-se então monitorar a absorção de metais por plantas cultivadas em solos adubados com lodo, visando uma aplicação ambientalmente segura deste resíduo (GOMES; NASCIMENTO; BIONDI, 2007). Devido a presença de metais pesados, principalmente no lodo proveniente do tratamento de efluentes industriais, deve-se avaliar os teores destes antes do lodo ser aplicado ao solo (BRAGA et al., 2017); algumas vezes, compostos orgânicos sintéticos, como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, dioxinas, furanos, pesticidas, hormônios sintéticos e naturais podem

também estar presentes (NASCIMENTO et al., 2014), bem como contaminantes biológicos, uma vez que o lodo pode conter níveis consideráveis de organismos patogênicos, como bactérias, protozoários e vírus (MATOS et al., 2017).

Diversos órgãos ambientais no mundo têm monitorado os riscos apresentados pela aplicação no solo de materiais oriundos de esgoto (NOVILLO et al., 2018). Como exemplo da União Européia e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), que regulam o uso de lodo de esgoto com base nas potenciais ameaças à saúde pública e ao meio ambiente (CORRÊA; WHITE; WEATHERLEY, 2012). Buscando a utilização segura deste resíduo na agricultura, o Conselho Nacional do Meio Ambiente, por meio da instrução normativa de número 375 do ano de 2006, estabeleceu critérios e procedimentos para o uso, em áreas agrícolas, de lodo gerado em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e seus produtos derivados, visando benefícios à agricultura e evitando riscos à saúde pública e ao ambiente (CONAMA, 2006).

Dentre os critérios para a utilização do lodo tem-se que sua dose máxima não deve exceder o aporte máximo de N exigido pela cultura e o aporte de metais pesados ao solo, não devendo exceder o limite máximo permitido pela legislação. Deve-se ainda levar em consideração a taxa de mineralização do N do lodo (GOMES; NASCIMENTO; BIONDI, 2007). Diversos trabalhos têm relatado que o lodo tem sido eficiente em fornecer a quantidade de N necessária ao desenvolvimento de várias culturas (BAI et al., 2017; SARUHAN; KUSVURAN; KOKTEN, 2015; FRANCO et al., 2010). No entanto, apesar de também apresentar teores consideráveis de P, as doses aplicadas não são suficientes para suprir a necessidade de algumas culturas (CHIBA; MATTIAZO; OLIVEIRA, 2009). Outro critério exigido nesta legislação seria a redução da taxa de agentes patogênicos por processos como a digestão aeróbica e anaeróbica, a compostagem, a calagem e a secagem, levando em consideração a capacidade de cada um desses processos em reduzir essa taxa.

De acordo com Lloret et al. (2016), a qualidade do lodo de esgoto é dependente do seu material originário, do processo de tratamento de águas residuais e do processo de estabilização. A compostagem é uma forma de estabilização térmica do lodo de esgoto na qual o mesmo é submetido a condições aeróbicas controladas para promover a degradação biológica de patógenos e a degradação da matéria orgânica (OTERO et al., 2012). A calagem é uma forma de estabilização química que visa a aplicação de óxido de cálcio ao lodo de esgoto de forma a promover um aumento do pH por um determinado período de tempo. Estas diferentes formas de estabilização podem afetar

diretamente a decomposição do material orgânico pelos micro-organismos do solo e, conseqüentemente, a disponibilização de nutrientes desses materiais (NOVILLO et al., 2018; CORRÊA; WHITE; WEATHERLEY, 2012).

2.3 Uso do lodo de esgoto no cultivo de milho

O milho (*Zea mays* L.) tem origem no continente americano e é produzido largamente em todo o mundo para consumo humano, animal ou produção de biodiesel (PETROVIC et al., 2016). O Brasil é o terceiro maior produtor e o segundo maior exportador de milho e teve em 2019 uma produção estimada em 101 milhões de toneladas (CONAB, 2019). Esta cultura é produzida principalmente nas regiões sul e sudeste do país. Em Pernambuco o cultivo de milho é feito em sua maioria por agricultores familiares, como cultura de subsistência, o que contribui em parte para as baixas produtividades obtidas pelo estado que está em torno de 4 t ha⁻¹, sendo uma das menores do país (IPA, 2019). Dessa forma a utilização do lodo de esgoto nos cultivos de milho pode trazer benefícios para o solo e melhorar a produtividade desta cultura reduzindo os custos de produção.

Alguns estudos demonstram que a utilização do lodo tem sido eficiente para o fornecimento de nutrientes para esta cultura. Silva, Resck e Sharma (2002) observaram que as plantas de milho apresentaram quantidades nutricionais adequadas de N, P e K em três cultivos consecutivos de milho, utilizando doses de 54, 108 e 216 t ha⁻¹ de lodo úmido. Estes autores verificaram ainda que o lodo utilizado foi cerca de 25% mais eficiente do que a aplicação de superfosfato triplo para esta cultura no fornecimento de P. Gomes, Nascimento e Biondi (2007) constataram que a aplicação de 26 t ha⁻¹ de lodo da Companhia pernambucana de Saneamento na base seca foi eficiente para elevar os teores de Ca, Mg, Cu, Mn e Zn nas folhas de milho a concentrações nutricionalmente adequadas. Enquanto que a aplicação de 75 t ha⁻¹ de lodo compostado foi eficiente em aumentar os teores de N, P, K e Ca no solo e nas plantas de milho em condições de campo (JUNIO et al., 2013). Estes estudos comprovam a eficiência do solo de esgoto em fornecer nutrientes para esta cultura.

2.4 O impacto do uso do lodo de esgoto sobre a comunidade microbiana do solo

Os micro-organismos são extremamente importantes por estarem intimamente relacionados ao bom funcionamento do solo e serem fortemente influenciados por modificações no ambiente, incluindo o uso e manejo do solo (NAKATANI et al., 2011). As comunidades microbianas são o grupo mais diverso e dominante de organismos e desempenham um papel fundamental nas funções

do ecossistema, incluindo a ciclagem biogeoquímica, sendo importantes bioindicadores da qualidade do solo (SINGH; AGRAWAL, 2014). Dessa maneira, o componente biótico do solo tem sido alvo de estudos em áreas que utilizem o lodo como fertilizante orgânico (CHARLTON et al. 2016; GHIN et al. 2016; USMAN et al., 2012; NAKATANI et al., 2011; GOMES et al., 2010; ANDERSON; PARKIN; CAMPBELL, 2008), uma vez que a disposição agrícola de lodos pode acarretar mudanças nas características bióticas e abióticas do solo como a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes e atividade microbiana (GHIN et al. 2016).

A biodegradação do lodo no solo depende da atividade dos micro-organismos, contudo as concentrações de sais e metais pesados, o pH do lodo e do solo e a carga de nutrientes presentes no lodo, principalmente N e P, podem afetar as atividades dos micro-organismos (CHARLTON et al., 2016; GOMES et al., 2010; ANDERSON; PARKIN; CAMPBELL, 2008). De acordo com a composição do lodo, processos de transformação e ciclagem que são realizados por grupos microbianos específicos podem ser afetados, influenciando diretamente sobre a estrutura e abundância da comunidade microbiana, com consequências na funcionalidade e poder de resiliência do sistema solo (MGANGA; RAZAVI; KUZYAKOV, 2016).

Alguns indicadores biológicos de qualidade do solo vêm sendo bastante empregados para avaliar a ciclagem de nutrientes como a biomassa microbiana, a respiração basal, os quocientes metabólico e microbiano e a atividade de enzimas (LLORET et al., 2016; PAULA et al., 2013). A biomassa microbiana é bastante sensível a mudanças no ambiente e é responsável por mediar diversos processos importantes no sistema solo como a mineralização da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e a agregação (GOMES et al., 2010). A atividade microbiana pode ser medida pela liberação de CO₂, oxidação de compostos orgânicos e atividade metabólica de organismos, quantificados pelo método de respirometria. Quanto mais alta a taxa de respiração no solo mais rápida é a decomposição de resíduos orgânicos e, conseqüentemente, a liberação de nutrientes para as plantas (MATOS et al., 2017). No entanto, a taxa de respiração pode indicar também que os micro-organismos desviam mais energia para a manutenção de suas condições vitais mínimas, condicionando situações de estresse (MGANGA; RAZAVI; KUZYAKOV, 2015). Devido a isso, o quociente metabólico (qCO_2), tem sido utilizado para interpretar os resultados a partir da relação entre o teor total e do nutriente no solo e o teor presente na biomassa microbiana (VIEIRA; PAZIANOTTO, 2016). Desta forma, estas medidas são um forte indicador para a

decomposição de material orgânico no solo, ciclo de nutrientes e possíveis distúrbios ocasionados (ARMENTA et al., 2012).

No solo, todas as transformações bioquímicas dependem ou pelo menos são relacionadas à atividade enzimática (MORETTI et al., 2015). As enzimas são importantes para a catalisação das principais reações de transformação que ocorrem no solo, como a decomposição da matéria orgânica, influenciando os ciclos do N, P e C no solo (MGANGA; RAZAVI; KUZYAKOV, 2016). As enzimas são sintetizadas pela comunidade microbiana do solo e a alteração dessa comunidade vai refletir na atividade enzimática, sendo estas também boas indicadoras de alterações no solo ocasionadas pela adição do lodo (CRECCHIO et al., 2004). As atividades enzimáticas têm sido utilizadas como um índice de fertilidade do solo pela mensuração da atividade de enzimas específicas envolvidas no ciclo de nutrientes e degradação da matéria orgânica do solo, como a fosfatase, urease e asparaginase, amidase, desidrogenase, dentre outras (MGANGA; RAZAVI; KUZYAK, 2015; SANALLAH et al., 2011; CRECCHIO et al., 2004).

A desidrogenase é uma oxidoreductase associada às células microbianas vivas e que atua como catalizadora das reações de oxidação de compostos orgânicos, removendo elétrons do hidrogênio (MEDEIROS et al., 2015). De acordo com estes autores, o desempenho da desidrogenase quantifica a atividade respiratória do solo associada à atividade metabólica dos microrganismos e é muito susceptível a alterações na comunidade microbiana do solo. A microbiota do solo pode ser avaliada pela atividade da enzima β -Glicosidase. Esta enzima é frequentemente encontrada em solos e é utilizada como um indicador da sua qualidade, pois é influenciada diretamente pelo teor de carbono no solo. Essa enzima atua na etapa final do processo de decomposição da celulose, e é responsável pela hidrólise dos resíduos de celobiose formando o açúcar simples β -D-glucose (TABATABAI, 1994). A fosfatase alcalina é uma fosfomonoesterase de importância na mineralização do P orgânico do solo e os microrganismos são totalmente responsáveis por essa atividade, já que a enzima não é sintetizada pelas plantas (ANDRADE; SILVEIRA, 2004). De acordo com Dakota e Phillips (2002), a atividade da fosfatase alcalina é atribuída a fungos e bactérias enquanto que a atividade da fosfatase acidada é atribuída principalmente as raízes das plantas.

Uma vez que a grande maioria do N no solo apresenta-se em estruturas orgânicas, diversas hidrolases amídicas estão envolvidas na hidrólise do N orgânico adicionado ou nativo dos solos. Entre elas, as mais importantes são L-asparaginase, L-glutaminase, amidase e urease. A urease é a

enzima que catalisa a hidrólise de ureia (composto orgânico) a CO_2 e NH_3 , sendo amplamente distribuída na natureza (LANNA et al., 2010).

Outro importante indicador da qualidade do solo é a diversidade funcional e abundância dessa comunidade microbiana. Determinados grupos específicos, como as bactérias fixadoras de nitrogênio, bactérias amônio oxidantes e micro-organismos solubilizadores de fosfato, são importantes para a ciclagem de nutrientes e outros processos metabólicos (SINGH; AGRAWAL, 2014). Aplicações únicas e repetitivas de diferentes quantidades de lodo podem aumentar significativamente a quantidade de biomassa microbiana do solo e aumentar o potencial de mineralização de N; contudo a diversidade funcional pode ser reduzida (CRECCHIO et al., 2004). De forma geral, repostas contrastantes são observadas em solos sob a aplicação de lodo, seja pela estimulação ou inibição de funções da microbiota, devido a maior ou menor mobilidade de nutrientes compostos nocivos no solo (MATTANA et al., 2014).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, H. C.; ZUBA JUNIO, G. R.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; PRATES, F. B. S.; SOBRINHO, N. M. B. A. Residual effect of sewage sludge fertilization on sunflower yield and nutrition. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.19, n.10, p.1005–1011, 2015.

ANDERSON, I. C.; PARKIN, P. I.; CAMPBELL, C. D. DNA- and RNA-derived assessments of fungal community composition in soil amended with sewage sludge rich in cadmium, copper and zinc. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.40, p.2358–2365, 2008.

ANDRADE, S. A. L.; SILVEIRA, A. P. D. Biomassa e atividade microbianas do solo sob influência de chumbo e da rizosfera da soja micorrizada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, n.12, p.1191-1198, 2004.

ARMENTA, A.; VACA, R.; LUGO, J.; AGUILA, P. Microbiological and biochemical properties of an agricultural Mexican soil amended with sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, p.1646-1655, 2012.

BAI, Y.; ZANG, C.; GU, M.; GU, C.; SHAO, H.; GUAN, Y.; WANG, X.; ZHOU, X.; SHANA, Y.; FENG, K. Sewage sludge as na initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt soils. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.578, p.47-55, 2017.

- BOURIOUG, M.; ALAOU-SEHMER, L.; LAFFRAY, X.; BENBRAHIM, M.; ALEYA, L.; ALAOU-SOSSÉ, B. Sewage sludge fertilization in larch seedlings: Effects on trace metal accumulation and growth performance. **Ecological Engineering**, Netherlands, v.77, p. 216–224, 2016.
- BRAGA, A. F. M.; ZAIAT, M.; SILVA, G. H. R.; FERMOSO, F. G. Metal fractionation in sludge from sewage UASB treatment. **Journal of Environmental Management**, United States, v.193, p.98-107, 2017.
- BRASIL. **Atlas Esgotos Despoluição De Bacias Hidrográficas**. Brasília, Distrito Federal, p.56, 2017.
- BUENO, J. R.P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; MARIA, I. C. Chemical and microbiological attributes of in oxisol treated with successive applications of sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1461-1470, 2011.
- CAMARGO, F. P.; TONELLO, P. S.; SANTOS, A. C. A.; DUARTE, I. C. S. Removal of Toxic Metals from Sewage Sludge Through Chemical, Physical, and Biological Treatments - a Review. **Water Air Soil Pollut**, Oxford, v. 227, p. 433, 2016.
- CHARLTON, A.; SAKRABANI, R.; TYRREL, S.; CASADO, M. R.; MCGRATH, S. P.; CROOKS, B.; COOPER, P.; CAMPBELL, C. D. Long-term impact of sewage sludge application on soil microbial biomass: An evaluation using meta-analysis. **Environmental Pollution**, Barking, v. 219, p.1021-1035, 2016.
- CHIBA, M. K.; MATTIAZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Rendimento de cana-de-açúcar cultivada em argissolo utilizando lodo de esgoto como fonte de fósforo. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v.31, p.495-501, 2009.
- COLLIN, B.; DOELSCH, E. Impact of high natural soil borne heavy metal concentrations on the mobility and phytoavailability of these elements for sugarcane. **Geoderma**, Oxford, v.159 p.452–458, 2010.
- CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento). **Boletim de Monitoramento Agrícola 2019**. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/monitoramento-agricola>>.
- CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Brasília, 2006. <http://www.fundagresorg.br/biossolido/images/downloads/res_conama37506>. Acessado em 10 de maio de 2017.
- CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Effects of sewage sludge stabilization on organic-N mineralization in two soils. **Soil Use and Management**, Oxford, v.28, p.12 18, 2012.

COSTA, V. L.; MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A.; GREGO, C. R.; MELO, L. C. A. Distribuição espacial de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto e adubação mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.18, n.3, p.287–293, 2014.

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

DAKOTA, F.D.; PHILLIPS, D.A. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. **Plant and Soil**, Netherlands, v.245, p.35-47, 2002.

FRANCO, A.; ABREU-JUNIOR, C. A.; PERECIN, D.; OLIVEIRA, F. C.; GRANJA, A. C. R.; BRAGA, V. S. Sewage sludge as a nitrogen and phosphorus source for cane-plant and first ratoon crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, p.34, p.553–561, 2010.

GHIN, R.; FORTES, N. L. P.; NAVAS-CORTÉS, J.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Combined Effects of Soil Biotic and Abiotic Factors, Influenced by Sewage Sludge Incorporation, on the Incidence of Corn Stalk Rot. **Plos One**, San Francisco, v.11, p.1-17, 2016.

GOMES, N. C. M.; LANDI, L.; SMALLAC, K.; NANNIPIERI, P.; BROOKES, P. C.; RENELLA, G. Effects of Cd and Zn enriched sewage sludge on soil bacterial nad fungal communities. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 73, p.1255–1263, 2010.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.5, p.459–465, 2007.

IPA (Instituto Agronômico de Pernambuco). **Produção de milho em Pernambuco**. Disponível em: <bnb.gov.br/documents/1342439/3950249/172_22_10_2018.pdf/46367a39-443c-f5da-4b71-27cfbf04be25>. Acessado em 10 de maio de 2020.

JUNIO, G. R. Z.; SAMPAIO, R. A.; NASCIMENTO, A. L.; SANTOS, G. B.; SANTOS, L. D. T.; FERNANDE, L. a. Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.7, p.706–712, 2013.

KIRCHMANN, H.; BORJESSON, G.; KATTERER, Y.; COHEN, Y. From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: A soil science Outlook. **Ambio**, Oxiford, v.46, p.143–154, 2017.

LANNA, A. C.; SILVEIRA, P. M.; SILVA, M. B.; FERRARESI, T. M.; KLIEMANN, H. J. Atividade de urease no solo com feijoeiro influenciada pela cobertura vegetal e sistemas de plantio. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, n.6, p. 1933-1939, 2010.

LI, L.; XU, Z. R.; ZHANG, C.; BAO, J.; DAI, X. Quantitative evaluation of heavy metals in solid residues from sub- and super- critical water gasification of sewage sludge. **Bioresource Technology**, Netherlands, v.121, p.169–175, 2012.

LIU, S.; MENG, J.; JIANG, L.; YANG, X. Rice husk biochar impacts soil phosphorous availability, phosphatase activities and bacterial community characteristics in three different soil types. **Applied Soil Ecology**, Firenze, v. 116, n.1, p. 12-22, 2017.

LLORET, L.; PASCUAL, J. A.; BRODIE, E. L.; BOUSKILL, N. J.; INSAM, H.; JUÁREZ, M. F.; GOBERNA, M. Sewage sludge addition modifies soil microbial communities and plant performance depending on the sludge stabilization process. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.101, p.37–46, 2016.

MATOS, A. T.; DINIZ, I. C. C.; MATOS, M. P.; BORGES, A. C.; PEREIRA, A. A. Degradation rate of anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, Oxford, v.138, p.10-21, 2017.

MATTANA, S.; PETROVICOVÁ, B.; LANDI, L.; GELSOMINO, A.; CORTÉS, P.; ORTIZ, O.; RENELLA, G. Sewage sludge processing determines its impact on soil microbial community structure and functions. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 75, p. 150– 161, 2014.

MEDEIROS, R. F.; PEREIRA, W. E.; RODRIGUES, R. M.; NASCIMENTO, R.; SUASSUNA J. F.; DANTAS, T. A. G. Growth and yield of strawberry plants fertilized with nitrogen and phosphorus. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 9, p. 865-870, 2015.

MGANGA, K. Z.; RAZAVI, B. S.; KUZYAKOV, Y. Land use affects soil biochemical properties in Mt. Kilimanjaro region. **Catena**, Amsterdam, v.141, p. 22–29, 2016.

MGANGA, K. Z.; RAZAVI, B. S.; KUZYAKOV, Y. Microbial and enzymes response to nutrient additions in soils of Mt. Kilimanjaro region depending on land use. **European Journal of Soil Biology**, Netherlands, v.69, p.33-40, 2015.

MORETTI, S. M.L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. **Scientia Agricola**, São Paulo, v.72, n.5, p.432-439, 2015.

NAKATANI, A. S.; MESCOLOTTI, D. L. C.; NOGUEIRA, M. A.; MARTINES, A. M.; MIYAUCHI, M. Y. H.; STÜRMER, S. L.; CARDOSO, E. J. B. N. Dosage dependent shift in the spore community of arbuscular mycorrhizal fungi following application of tannery sludge. **Mycorrhiza**, Germany, v.21, p.515–522, 2011.

NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; CRUZ, S. F.; ZUBA JUNIO, G. R.; BARBOSA, C. F.; FERNANDES, L. A. Metais pesados em girassol adubado com lodo de esgoto submetido a diferentes processos de estabilização. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.18, n.7, p.694–699, 2014.

NOGUEIRA, R. C.; MELO, W. J.; BERTONCINI, E. I.; ALLEONI, L. R. F. Concentrations of Cu, Fe, Mn, and Zn in tropical soils amended with sewage sludge and composted sewage sludge. **Environmental Monitoring and Assessment**, Netherlands, v.185, p.2929–2938, 2013.

NOGUEIROL, R. C.; MELO, W. J.; BERTONCINI, E. I.; ALLEONI, L. R. F. Concentrations of Cu, Fe, Mn, and Zn in tropical soils amended with sewage sludge and composted sewage sludge. **Environmental Monitoring and Assessment**, Netherlands, v.185, p.2929–2938, 2013.

NOVILLO, J. N.; TERÁN, I. G.; BUSTAMANT, M. A.; PAREDES, C. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. **Process Safety and Environmental Protection**, United Kingdom, v.116, p.388–395, 2018.

OTERO, V. G. F.; ROVIRA, P.S.; HERNÁNDEZ, D.; LÓPEZ-DE-SÁ, E. G.; PLAZA, C. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. **Biology and Fertility of Soils**, Florença, v.48, p.205–216, 2012.

PAULA, J. R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, C. A. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo em campo. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, v.37, p.1729-1741, 2013.

PETROVIC, M.; SOSTARIC, T.; STOJANOVIC M.; MILOJKOVIC, J.; MIHAJLOVIC, M.; STANOJEVIC, M.; STANKOVIC, S. Removal of Pb²⁺ ions by raw corn silk (*Zea mays* L.) as a novel biosorbent. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, Taoyuan, v. 58, p. 407-416, 2016.

RIGBY, H., CLARKE, B.O., PRITCHARD, D.L., MEEHAN, B., BESHAN, F., SMITH, S.R. A critical review of nitrogen mineralisation in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. **Science Total Environmental**, Netherlands, v.541, p.1310–1338, 2016.

RIBEIRINHO, V. S.; MELO, W. J.; SILVA, D. H.; FIGUEIREDO, L. A.; MELO, G. M. P. Soil fertility, nutritional status, and yield of sunflower fertilized with sewage sludge. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.42, p.166–173, 2012.

ROMEIRO, J. C. T.; GRASSI FILHO, H.; MOREIRA, L. L. Q. Absorção de N, P, K, Ca e Mg por laranjeiras “pêra” fertilizadas com lodo de esgoto compostado em substituição à adubação nitrogenada mineral. **Irriga**, São Paulo, v. 19, n. 1, p. 82-93, 2014.

SANAULLAHA, M.; BLAGODATSKAYAC, E.; CHABBI, A.; RUMPEL, C.; KUZYAKOV, Y. Drought effects on microbial biomass and enzyme activities in the rhizosphere of grasses depend on plant community composition. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.48, p.38–44, 2011.

SARUHAN, V.; KUSVURAN, A.; KOKTEN, K. Effects of sewage sludge used as fertilizer on the yield and chemical contents of common vetch (*Vicia sativa* L.) and soil. **Legume Research**, India, v.38, n.4, p.488-495, 2015.

- SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; ABREU JUNIOR, C. H.; BASSO, L. C.; BARBIERI, V. Impactos da aplicação de lodo na cultura da cana-de-açúcar e no ambiente. **Holos Environment**, Rio Claro, v.10, n.1, p.62, 2010.
- SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I. Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.487-495, 2002.
- SINGH, R.P.; AGRAWAL, M. Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. **Ecotoxicology Environmental Safe**, United States, v.73, p.632–641, 2014.
- SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste Management**, Oxiford, v.28, p.347–358, 2008.
- TABATABAI, M. A. Soil enzymes. In: Weaver, R.W. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Microbiological and Biochemical Properties*. **Soil Science Society of America**, Madison, v. 5, p. 778-833, 1994.
- USMAN, K.; KHAN, S.; GHULAM, S.; KHAN, M. U.; KHAN, N.; KHAN, M. A.; KH ALIL, S.K. Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and Its Environmental Implications. **American Journal of Plant Sciences**, Oxiford, v.3, p.1708-1721, 2012.
- VIEIRA, G. D.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V. Atributos microbianos do solo após a adição de lodo anaeróbio da estação de tratamento de efluentes de parboirização do arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35, p.543-550, 2011.
- VIEIRA, R. F.; PAZIANOTTO, R. A. A. Microbial activities in soil cultivated with cornandamended with sewage sludge. **Springer Plus**, Germany, v. 5, p.1844, 2016.
- YANG, L.; YANG, Y.; FENG, Z.; ZHENG, Y. Effect of maize sowing area changes on agricultural water consumption from 2000 to 2010 in the West Liaohe Plain, China. **Journal of Integrative Agriculture**, Amsterdam, v.15, n.6, p. 1407–1416, 2016.
- WEI, Z., LIU, Y., AI-HE, W., CAI-WEN, W., & JUN, Z. Advance of sludge producing, hazards and disposal methods. **Advanced Meterials Research**, Oxford, v. 1033–1034, p. 369–377, 2014.

3 EFEITO RESIDUAL DO LODO DE ESGOTO SUBMETIDO A DIFERENTES FORMAS DE ESTABILIZAÇÃO NA CULTURA DO MILHO

RESUMO

Estima-se que diariamente sejam produzidas cerca de quatro mil toneladas de lodo de esgoto em todo o Brasil e a aplicação deste resíduo em áreas agrícolas tem sido apontada como a forma mais econômica e ambientalmente viável de disposição final. O presente trabalho teve por objetivo avaliar o efeito residual da aplicação de lodo de esgoto submetido a duas formas de estabilização na nutrição e produtividade de milho em três cultivos sucessivos. Foram avaliadas duas diferentes formas de estabilização, uma química (LEQ), pela adição de óxido de cálcio ao lodo, e uma térmica (LET), pela realização de compostagem a partir do lodo e material de poda de árvores. O experimento foi instalado em campo em um delineamento experimental de blocos casualizados, onde foram aplicadas as doses de 0, 10, 20, 30 e 40 t ha⁻¹ de lodo em cada forma de estabilização e um tratamento com aplicação de fertilizante mineral. O milho foi cultivado por três ciclos e a cada ciclo foi avaliada a nutrição da planta, a produção de matéria seca, a produtividade de grãos e os atributos químicos do solo na camada de 0 a 20 cm de profundidade. A produtividade do milho aumentou com o incremento das doses de lodo, sendo a maior produtividade encontrada para a aplicação de 40 t ha⁻¹ de LEQ nos três cultivos. As doses de lodo aplicadas tiveram um efeito residual (produtividade maior do que a testemunha) até o terceiro cultivo para as doses a partir de 20 t ha⁻¹. As doses mais elevadas de lodo (30 e 40 t ha⁻¹) foram mais eficientes do que a adubação mineral, provavelmente devido ao teor de micronutrientes adicionados pelo lodo e aos efeitos da matéria orgânica sobre características físicas e químicas do solo. Apesar do incremento nos teores de N no solo e na planta, a aplicação das doses de até 40 t ha⁻¹ não foi suficiente para elevar os teores deste nutriente a níveis considerados adequados. Embora tenham sido observados incrementos nos teores da maioria dos nutrientes avaliados no solo, os teores de Cu, Mn, N, Mg e Ca na folha diagnóstico no terceiro cultivo estiveram abaixo daqueles considerados ideais para o desenvolvimento desta cultura, limitando a produtividade da mesma em ambas as formas de estabilização; os teores de Zn foram baixos na planta apenas quando utilizado LEQ.

Palavras chave: Biossólido. Compostagem. *Zea mays*. Produtividade.

RESIDUAL EFFECT OF SEWAGE SLUDGE SUBMITTED TO DIFFERENT FORMS OF STABILIZATION IN MAIZE CROP

ABSTRACT

It is estimated that approximately four thousand tons of sewage sludge are produced daily throughout Brazil and the application of this waste in agricultural areas has been identified as the most economical and environmentally viable form of final disposal. This work aimed to evaluate the residual effect of the application of sewage sludge submitted to two forms of stabilization in the nutrition and productivity of corn in three successive crops. Two different forms of stabilization were evaluated, one chemical (LEQ), by adding calcium oxide to the sludge, and one thermal (LET), by making compost from the sludge and tree pruning material. The experiment was installed in the field in a randomized block design, where doses of 0, 10, 20, 30 and 40 t ha⁻¹ of sludge were applied in each form of stabilization. Corn was cultivated for three cycles and at each cycle the plant's nutrition, dry matter production, grain yield and soil chemical attributes in the 0 to 20 cm depth layer were evaluated. Corn productivity increased with increasing sludge doses. The applied sludge doses had a residual effect (higher productivity than the control) until the third crop for doses from 20 t ha⁻¹. The highest doses of sludge (30 and 40 t ha⁻¹) were more efficient than mineral fertilization, probably due to the content of micronutrients added by the sludge and the effects of organic matter on physical and chemical characteristics of the soil. Despite the increase in the levels of N in the soil and in the plant, the application of doses of up to 40 t ha⁻¹ was not enough to raise the levels of this nutrient to levels considered adequate. Although increases in the contents of most of the nutrients evaluated in the soil were observed, the levels of Cu, Mn, N, Mg and Ca in the diagnostic leaf in the third crop were below those considered ideal for the development of this culture, limiting the productivity of it in both forms of stabilization; Zn levels were low in the plant only when LEQ was used.

Keywords: Biosolid. Composting. *Zea mays*. Productivity.

3.1 INTRODUÇÃO

Estima-se que diariamente sejam produzidas cerca de quatro mil toneladas de lodo de esgoto em todo o Brasil (BRASIL, 2017). Comumente este resíduo tem sido disposto em aterros sanitários, porém os elevados custos, necessidade de amplas áreas para o recebimento em longo prazo e a possibilidade de contaminação do solo e da água, fazem com que alternativas mais viáveis venham a ser utilizadas (CHIBA; MATTIAZO; OLIVEIRA, 2009). Desta forma a disposição deste resíduo em áreas agrícolas tem sido apontada como a forma mais econômica e ambientalmente viável (BAI et al., 2017).

A aplicação de lodo de esgoto ao solo tem se mostrado promissora em reduzir os custos de produção, uma vez que este resíduo apresenta em sua composição grande carga de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (JUNIO et al., 2013). Diversos estudos têm demonstrado que, além de N e P, o lodo pode apresentar concentrações consideráveis de outros nutrientes, como cálcio, magnésio, enxofre, zinco, cobre, ferro e manganês, sendo o baixo teor de potássio sua principal limitação como fertilizante (KIRCHMANN et al., 2017; NASCIMENTO et al., 2014; GOMES; NASCIMENTO; BIONDI, 2007). Este resíduo apresenta ainda elevados teores de matéria orgânica (MORETTI et al., 2015).

Diversos trabalhos têm demonstrado que, além da contribuição para a nutrição das culturas, o lodo de esgoto funciona como condicionante de propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, constituindo assim uma solução de longo alcance para a destinação deste resíduo (BAI et al., 2017; LIU et al., 2017; NOGUEIRA et al., 2013). Porém, precauções devem ser tomadas quanto a sua utilização, pois podem ocasionar riscos potenciais de contaminação do solo e das plantas com patógenos e metais pesados (BIONDI; NASCIMENTO, 2005). De acordo com Lloret et al. (2016), a qualidade do lodo de esgoto é dependente do material originário do lodo, do processo de tratamento das águas residuais e do processo de estabilização dos patógenos.

Aumentos relevantes na produção de milho associados a aplicação de lodo de esgoto ao solo tem sido relatado em diversos estudos (JUNIO et al., 2012, GOMES; NASCIMENTO; BIONDI, 2007; NOGUEIRA et al., 2007). A aplicação deste resíduo no cultivo de milho tem apresentado resultados semelhantes à adubação mineral na produção de grãos, atestando que o lodo pode complementar ou até mesmo substituir com eficiência a adubação mineral (JUNIO et al., 2013; GOMES; NASCIMENTO; BIONDI, 2007). A capacidade do lodo em fornecer nutrientes de

forma gradual também tem sido estudada (BORJESSON; KATTERER, 2018; MORETTI et al., 2015; BERTONCINI et al., 2013). Barbosa et al. (2007) observaram que o efeito residual foi suficiente para o fornecimento de nutrientes para esta cultura até o segundo ano de cultivo. De acordo com Moretti et al. (2016) os nutrientes se encontram no lodo principalmente na forma orgânica e por isso sua liberação se dá de forma gradual, uma vez que a quantidade liberada vai depender da cinética de mineralização da matéria orgânica.

Diante do exposto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o efeito da aplicação de lodo de esgoto submetido a duas formas de estabilização na nutrição e produtividade de milho em três cultivos sucessivos.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área experimental e caracterização do solo e do lodo

O experimento foi conduzido na Granja Santa Maria, localizada no município de Moreno, PE (08°07'07" S e 35°05'32" W). O solo da área foi classificado com Argissolo amarelo (SANTOS et al., 2018). Foi feita uma amostragem na área na camada de 0-20 cm para caracterização química e física do solo seguindo metodologias propostas por Teixeira et al. (2017) (Tabela 1).

O lodo aeróbico utilizado foi obtido da empresa AFC-Soluções ambientais, localizada no município do Cabo de Santo Agostinho-PE. A empresa coleta efluentes industriais provenientes do complexo de Suape, no município de Ipojuca – PE e sanitário oriundo da Região Metropolitana do Recife. Esses efluentes são tratados física, química e biologicamente, gerando como resíduo o lodo de esgoto. Nesta empresa são gerados diariamente cerca de 10 toneladas de lodo, e tem-se buscado uma destinação o mais segura possível para este resíduo.

A partir do lodo obtido foram feitos dois tratamentos para a estabilização de patógenos, um tratamento químico (LEQ) e um térmico (LET). O LEQ consistiu na aplicação de óxido de cálcio (CaO) na proporção de 10%, sendo este incorporado ao lodo que permaneceu em repouso por duas horas. A proporção de CaO a ser utilizada para estabilização do solo foi definida com base em ensaio realizado em laboratório com doses de 0, 10, 20, 30, 40 e 50% e utilizada a menor proporção suficiente para elevar o pH do lodo a 12 por um período mínimo de 2 h. O LET consistiu na produção de uma compostagem com uma mistura de lodo de esgoto e material de podas de árvores

triturado como matéria fresca, sendo a mistura compostada em uma pilha aerada por um período de dois meses.

Tabela 1. Características químicas e físicas do solo utilizado para o experimento

Parâmetro	Unidade	Valor
pH	água (1:2,5)	4,85
Ca	cmol _c dm ⁻³	1,70
Mg	cmol _c dm ⁻³	0,50
K	cmol _c dm ⁻³	0,08
P	mg dm ⁻³	6,62
N – NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹	48,6
N – NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹	115,0
Na	cmol _c dm ⁻³	0,13
Al	cmol _c dm ⁻³	0,90
H + Al	cmol _c dm ⁻³	5,53
NT	g kg ⁻¹	0,73
COT	g kg ⁻¹	9,35
Fe	mg kg ⁻¹	6935,06
Cu	mgkg ⁻¹	2,18
Mn	mgkg ⁻¹	1,48
Zn	mgkg ⁻¹	1,02
Areia	g kg ⁻¹	420
Silte	g kg ⁻¹	345
Argila	g kg ⁻¹	235
Ds	g cm ⁻³	1,45

COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; Ds: densidade do solo.

Foram coletadas amostras dessas duas fontes de estabilização e feita a caracterização segundo o recomendado pela resolução N° 375 do Conama (2006) (Tabela 2). O potencial agrônômico do lodo foi avaliado por meio da determinação do carbono orgânico; fósforo total; nitrogênio Kjeldahl; nitrogênio amoniacal; nitrogênio nitrato; pH em água (1:10); potássio total; sódio total; cálcio total e magnésio total. Para determinação dos teores de metais pesados, as amostras de lodo foram secas ao ar, destorroadas, pulverizadas em almofariz de ágata, homogeneizadas e peneiradas em peneira de abertura de 0,3 mm (ABNT 50), de aço inoxidável para evitar contaminações. Os teores de As, Ba, Cd, Cu, Cr, Hg, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se e Zn no lodo foram determinados utilizando o método 3051A (USEPA, 1998), conforme descrito para as amostras de solo.

Tabela 2. Características químicas do lodo tratado com diferentes formas de estabilização

Características	Unidade	LET	LEQ
pH	água (1:2,5)	6,47	5,97
Ca	g kg ⁻¹	32,03	41,94
Mg	g kg ⁻¹	0,89	1,78
P	g kg ⁻¹	8,4	11,2
K	g kg ⁻¹	0,30	0,21
Na	g kg ⁻¹	0,35	0,27
N	g kg ⁻¹	19,11	25,61
COT	g kg ⁻¹	372,60	417,6
As	mg kg ⁻¹	0,98	nd
Ba	mg kg ⁻¹	421,60	218,00
Cd	mg kg ⁻¹	0,45	0,30
Co	mg kg ⁻¹	7,90	4,52
Cr	mg kg ⁻¹	45,40	53,68
Cu	mg kg ⁻¹	106,3	120,1
Fe	mg kg ⁻¹	6,83	3,19
Mn	mg kg ⁻¹	316,5	232,0
Mo	mg kg ⁻¹	7,50	7,45
Ni	mg kg ⁻¹	162,9	42,5
Pb	mg kg ⁻¹	61,85	28,85
Se	mg kg ⁻¹	0,80	nd
Zn	mg kg ⁻¹	2670,17	1439,75

3.2.2 Instalação do experimento

O experimento foi instalado em campo com delineamento experimental de blocos casualizados, onde foram aplicadas as doses de 0, 10, 20, 30 e 40 t ha⁻¹ de lodo (base seca) de LEQ e LET em um arranjo fatorial de 5 x 2 com quatro repetições, perfazendo um total de 40 unidades experimentais. As doses de lodo de esgoto utilizadas no experimento foram determinadas com base no trabalho desenvolvido por Gomes, Nascimento e Biondi (2007). Para efeito de comparação, foi montado um tratamento com a adubação mineral recomendada para a cultura do milho (IPA, 2008). Nos tratamentos em que foram aplicados LET ou LEQ foi feita uma aplicação de K com KCl na dose de 30 kg ha⁻¹. Cada parcela experimental tinha uma área de 20 m². O lodo nas duas formas de estabilização foi incorporado ao solo a uma profundidade aproximada de 20 cm na linha de plantio (Figura 1). Cada parcela experimental foi semeada com a cultivar de milho São José, a um espaçamento de 0,8 x 0,2 m. Foi considerada como área útil a área das três fileiras centrais, excluindo-se 0,5 m das bordas de cada fileira, sendo sua área equivalente a 9,6m². Antes da montagem do experimento foi feito o ajuste do pH do solo para 6,0. A precipitação pluvial ocorrida

durante o experimento foi de 2475 mm (Figura 2). Quando necessário foi feita a aplicação de uma lâmina de irrigação de 25 mm.

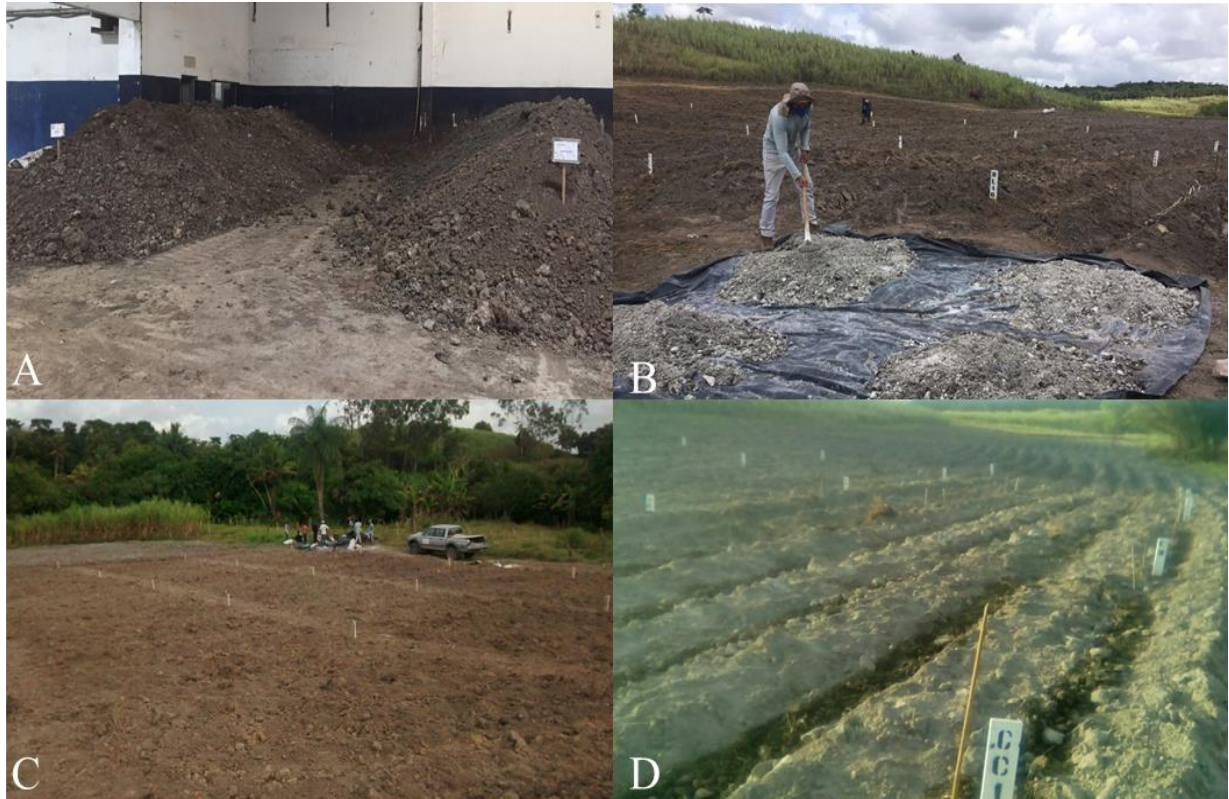


Figura 1. Pilhas de compostagem (A); aplicação de óxido de cálcio (B); área experimental e disposição dos tratamentos (C); e aplicação do lodo de esgoto na linha de plantio

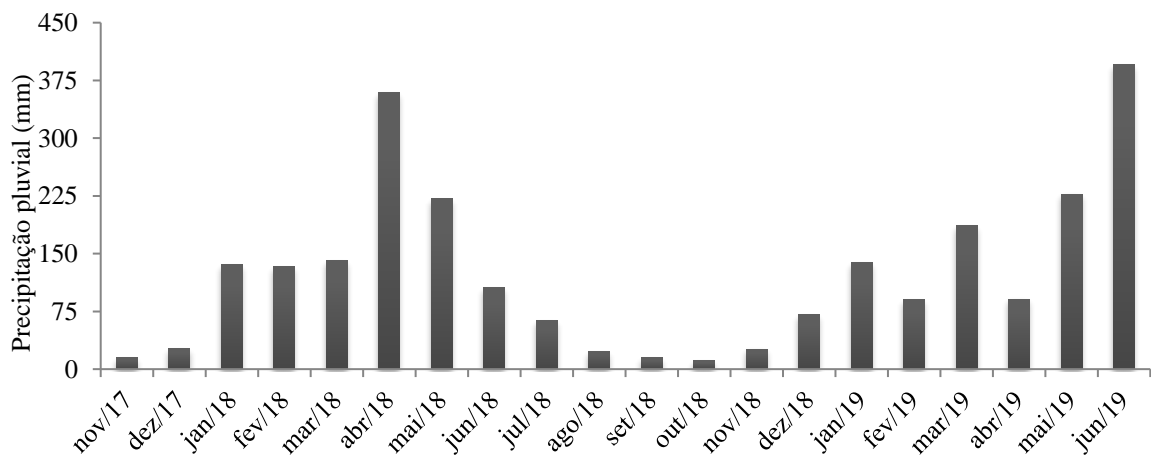


Figura 2. Precipitação durante o período de cultivos dos três ciclos do milho no município de Moreno-PE

O milho foi cultivado em três ciclos sucessivos para avaliação do efeito residual do lodo sob as duas formas de estabilização. O primeiro ciclo foi conduzido entre novembro de 2017 e fevereiro de 2018, o segundo ciclo entre julho e setembro de 2018 e o terceiro ciclo entre fevereiro e maio de 2019. Nas parcelas com aplicação de fertilizante mineral foram feitas adubações em cada um dos cultivos conforme o recomendado pelo Manual de Adubação do Estado de Pernambuco (IPA, 2008).

3.2.3 Coleta do Experimento

Para avaliação nutricional foram coletados o terço médio de 10 folhas da base da espiga dentro da área útil, aos 50 dias após o plantio (Figura 3), quando ao menos 50% das plantas atingiram o pendoamento (EMBRAPA, 2007). As folhas foram lavadas e postas para secar em estufa a 65 °C por 72h. Após este período as amostras foram trituradas e acondicionadas para posterior análise.



Figura 3. Plantas de milho aos 45 dias no início do pendoamento. Tratamento de 40 t ha⁻¹ da estabilização química (A) e térmica (B); espigas de milho no tratamento com aplicação de lodo de esgoto (C); espigas de milho coletadas no primeiro ciclo do milho (D)

Aos 90 dias após o plantio, quando as plantas atingiram a maturação fisiológica, foram coletadas 5 plantas de milho da área útil de cada parcela, fracionadas e postas para secar em estufa a 65 °C até atingirem peso constante para estimativa da produção de matéria seca de milho por hectare. Na ocasião também foram coletadas de forma aleatória dentro da área útil de cada parcela as espigas de 10 plantas. As espigas foram postas para secar em estufa a 65 °C até atingirem peso constante e posteriormente feita a separação dos grãos para estimativa de produtividade. Na ocasião foram coletadas ainda amostras de solo na camada de 0 – 20 cm de profundidade, sendo coletadas 5 amostras na linha de cultivo em área útil para composição de uma amostra composta. Estas amostras foram postas para secar, destorroadas, peneiradas e armazenadas até posterior análise.

3.2.4 Análises de solo e folha

As amostras de solos foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneiras de abertura de 2 mm, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA). Posteriormente foram feitas as determinações de pH em água na relação 1:2,5 (solo:solução), K^+ trocável e fósforo disponível extraídos com solução de Mehlich⁻¹ e determinado por meio de fotometria de emissão de chama e colorimetria, respectivamente, Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis determinados pelo método volumétrico por titulação com EDTA após a extração com solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L⁻¹, Al^{3+} trocável determinado pelo método volumétrico por titulação com hidróxido de sódio, após a extração com KCl 1 mol L⁻¹; H + Al por titulação alcalimétrica do extrato após a extração com solução de acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹, N total extraído por digestão sulfúrica e os teores de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) trocáveis extraídos por KCl 1,0 mol L⁻¹ e dosados por destilação por arraste de vapores pelo método de Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995). Carbono orgânico total (COT) determinado pelo método de Walkley-Black. Os teores de Cu, Fe, Mn e Zn disponíveis foram determinados por espectrometria de emissão ótica com plasma acoplado indutivamente (ICP – OES Perkin Elmer 7000 DV) e extraídos por Mehlich⁻¹.

As amostras de folha foram digeridas de acordo com o método de Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995) para obtenção dos teores totais de N e por digestão nitroperclórica para os teores totais de K, P, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn. Os teores totais de N foram obtidos por destilação, K por fotometria de chama, P por fotocolorimetria, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn por espectrometria de emissão ótica com plasma acoplado indutivamente (ICP – OES Perkin Elmer 7000 DV).

Para o controle de qualidade das amostras foram utilizadas amostras em branco e do material de referencia de qualidade (NIST) SRM 157A (Spinach leaves), que apresentam

concentrações conhecidas dos elementos determinados. As recuperações obtidas estiveram entre 90 e 105% para todos os elementos avaliados em ICP.

3.2.5 Análises Estatísticas

A normalidade do conjunto dos dados foi avaliada por meio do teste Shapiro – Wilk ($p < 0,05$). Os valores de média e desvio-padrão foram calculados para todas as variáveis analisadas. Os valores médios de atributos do solo foram comparados pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). O efeito da aplicação de diferentes doses de lodo submetido a duas formas de estabilização foi avaliado por meio de regressão. Os valores do coeficiente de regressão (r^2) e o nível de significância (5 ou 1% de probabilidade) foram utilizados como critérios de melhor ajuste. Análise de correlação linear de Pearson ($p < 0,05$) foi realizada entre os atributos do solo e os nutrientes na folha do milho nos três cultivos. As análises estatísticas foram feitas utilizando o software Statistica (versão 10.0).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Efeito residual da aplicação do lodo submetido a diferentes formas de estabilização sobre a produção de matéria seca e produtividade de milho

A produção de matéria seca aumentou linearmente em todos os cultivos de milho (Figura 4). Esses valores foram cerca de 102 e 94% maiores do que o tratamento em que não houve a aplicação de lodo para LET e LEQ, respectivamente. A aplicação de 40 t ha⁻¹ de lodo foi a que promoveu a maior produção de matéria seca em ambas as formas de estabilização, sendo os maiores resultados encontrados no primeiro ciclo para LET (12,2 t ha⁻¹) e LEQ (11,7 t ha⁻¹). Esses aumentos observados em todos os tratamentos em relação a testemunha nos três cultivos de milho estão relacionados ao fornecimento de nutrientes pelo lodo, principalmente N, P e Ca presentes nesse resíduo, independentemente da forma de estabilização (Tabela 2). Foi observada redução de 25 e 62% para o LET e 22 e 45% para o LEQ, no segundo e terceiro cultivos, respectivamente, evidenciando a diminuição do efeito residual da aplicação do lodo para fornecer nutrientes a cultura com a sequência de cultivos.

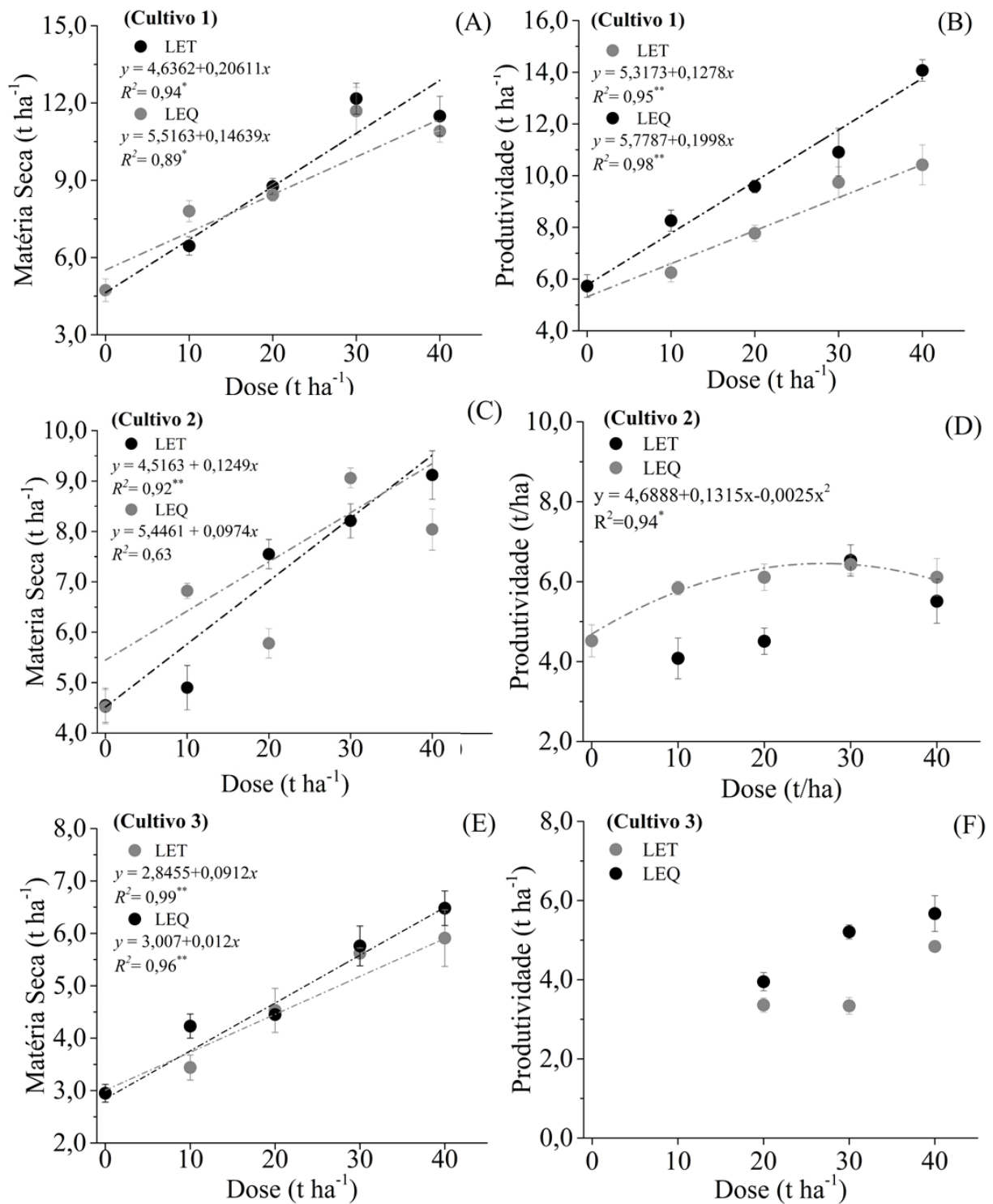


Figura 4. Produção de matéria seca e produtividade de grãos em função da dose de lodo de esgoto submetida a diferentes formas de estabilização em três ciclos de milho

A produção de grãos aumentou linearmente no primeiro cultivo em ambas as formas de estabilização. A maior produtividade de milho foi obtida quando aplicada a dose de 40 t ha⁻¹ de LEQ (14,1 t ha⁻¹), enquanto que ao aplicar a mesma dose de LET, a produtividade foi 10,4 t ha⁻¹ (Figura 4). É possível que essa diferença se deva aos maiores teores de alguns nutrientes, especialmente Ca e Mg, no LEQ (Tabela 2). Estes resultados são superiores aos encontrados por Zuba Junio et al. (2013), que obtiveram uma produtividade máxima de grãos (4,6 t ha⁻¹) quando aplicada a dose de 75 t ha⁻¹ de lodo compostado, no entanto o resíduo utilizado por estes autores apresentava teores de N e P menores do que o utilizado no presente estudo (16,3, 4,2 g kg⁻¹, respectivamente). Gomes, Nascimento e Biondi (2007) definiram que a dose de máxima eficiência agrônômica seria de 26 t ha⁻¹ e que promoveria uma produção de grãos de 6,1 t ha⁻¹. Esse valor está abaixo do encontrado no presente estudo para ambas as formas de estabilização, apesar de o lodo utilizado por estes autores ter composição química semelhante ao LEQ e superior ao LET utilizados no presente estudo. O efeito positivo da aplicação de lodo de esgoto sobre a produção de grão de milho também foi observado por outros autores (LIMA, et al., 2016; BARBOSA et al., 2007; NOGUEIRA et al., 2007).

No segundo cultivo, a aplicação do lodo em ambas as formas de estabilização promoveu a maior produtividade para LEQ (6,5 t ha⁻¹) e LET (6,4 t ha⁻¹), para a maior dose aplicada, no entanto foi observada uma redução de 65 e 38% em relação ao primeiro cultivo para as duas formas de estabilização, respectivamente. Essa redução na produtividade pode ter ocorrido possivelmente pela limitação no fornecimento de nutrientes a cultura. Não foi obtido um ajuste significativo para o LET no segundo cultivo. No terceiro ciclo não houve produção de grãos nos tratamentos sem aplicação de lodo e onde foram aplicadas as doses de 10 t ha⁻¹ de LEQ e LET. Neste cultivo, a aplicação de 40 t ha⁻¹ promoveu uma produtividade de 5,7 t ha⁻¹ e 4,8 t ha⁻¹ para LEQ e LET, respectivamente. Nesta dose não foram observadas reduções significativas entre o segundo e terceiro cultivos, sendo estas de apenas 9% (LEQ) e 12% (LET).

De forma geral, pode-se observar que a aplicação de lodo nas diferentes formas de estabilização mostrou uma produtividade maior do que a testemunha. Apesar da redução na produtividade do segundo e terceiro cultivo de milho, quando aplicada a dose de 40 t ha⁻¹ de LET ou LEQ, a produtividade média encontrada pode ser considerada satisfatória, tendo em vista que a produtividade média nacional está em torno de 5,7 t ha⁻¹ e a produtividade média encontrada nos três cultivos em que foi aplicada esta dose foi superior como abordado anteriormente (CONAB,

2018). Estes resultados atestam que o lodo de esgoto pode manter a produtividade de milho em níveis satisfatórios e sem a aplicação de insumos até o terceiro cultivo, evidenciando o seu efeito residual. Resultados semelhantes foram encontrados por Barbosa et al. (2007), que verificaram o efeito residual da aplicação de 36 t ha⁻¹ de lodo tratado com óxido de cálcio (LEQ) na safrinha de milho. Silva et al. (2002) observaram o efeito residual até o terceiro ano após a aplicação do lodo, com produtividade média de 4,7 t ha⁻¹, corroborando os resultados obtidos neste estudo.

No primeiro cultivo de milho a produtividade de grãos no solo em que foram aplicados 40 t ha⁻¹ de LET e LEQ foram cerca de 10 e 35% superiores ao milho com adubação mineral, respectivamente (Figura 5). Nos cultivos posteriores não foi observada diferença significativa entre a adubação mineral e aplicação de LEQ, já na aplicação de LET foi observada uma redução na produtividade no terceiro cultivo. Estes resultados comprovam a eficiência do lodo em fornecer nutrientes a planta e que mesmo com a redução na produtividade do primeiro para o segundo cultivo a aplicação de LET ou LEQ promoveu uma produtividade similar a do tratamento em que foi feita a fertilização mineral. Vale ressaltar que a aplicação de fertilizante mineral foi feita em cada um dos cultivos, enquanto que o lodo de esgoto foi aplicado apenas uma vez, o que evidencia a capacidade residual do lodo em fornecer nutrientes as plantas. De acordo com Ribeirinho et al. (2012), a produtividade de culturas com a utilização do lodo de esgoto pode ser superior do que aquelas quando é utilizado fertilizante mineral, corroborando os resultados encontrados no presente estudo.

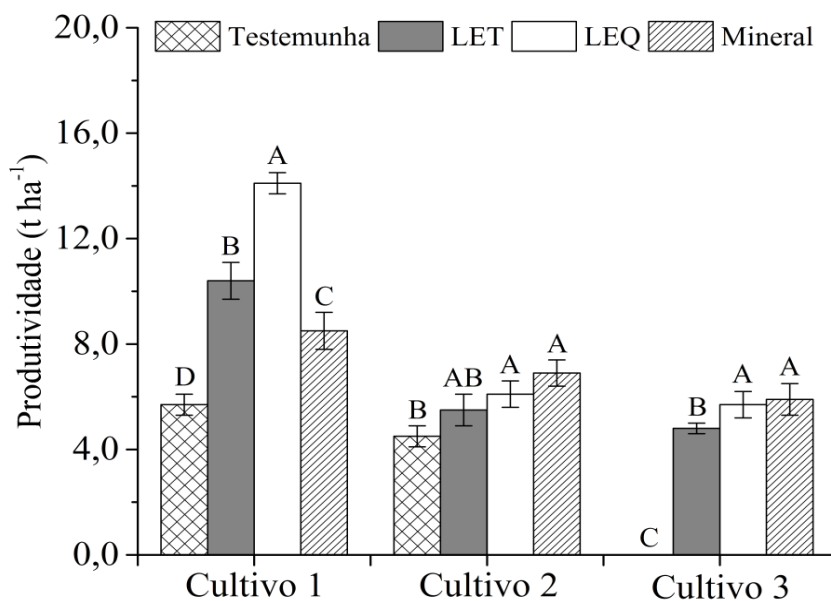


Figura 5. Produtividade de milho na testemunha, melhor dose resposta de lodo estabilizado quimicamente (LEQ) e termicamente (LET) e com adubação mineral

3.3.2 Efeito residual da aplicação de lodo sobre características químicas do solo

A aplicação de doses crescentes de lodo provocou um aumento no pH do solo no primeiro cultivo, quando utilizado o tratamento LEQ, sendo os maiores valores encontrados quando aplicadas as doses de 20, 30 e 40 t ha⁻¹ (7,1, 6,8 e 6,7, respectivamente) (Figura 6). Não foram observadas diferenças estatísticas no pH do solo ao serem aplicadas estas doses de LET. O tratamento térmico causou aumento no pH do solo apenas quando aplicada a dose de 40 t ha⁻¹ (Figura 3). A diferença observada entre as diferentes formas de estabilização em aumentar o pH do solo pode ser atribuída a utilização de óxido de cálcio no LEQ que tem efeito corretivo no solo e pode ter provocado esse aumento no pH. No segundo cultivo foi observada uma redução no pH em todos os tratamentos, o que pode estar relacionado com a perda de bases do solo por lixiviação, produção de ácidos húmicos pela degradação da matéria orgânica e pela exportação da cultura.

Apesar desta redução, nos tratamentos em que houve aplicação de lodo em ambas as formas de estabilização o pH foi superior ao que não houve aplicação de lodo. De acordo com Singh e Agrawal (2010), essa redução no pH do solo ocorre devido ao ácido húmico liberado durante o processo de biodegradação do lodo de esgoto. Zuo et al. (2019) avaliaram o efeito residual de doses crescentes de lodo tratado com oxido de cálcio por dois anos na cultura do sorgo e observaram redução do pH do solo no segundo ano de cultivo, conforme encontrado no presente estudo, e atribuíram essa redução ao ácido húmico liberado durante o processo de biodegradação do lodo.

No terceiro cultivo foi observada uma variação no pH do solo em ambas as formas de estabilização, não sendo observada relação com o aumento de dose aplicada ou a forma de estabilização.

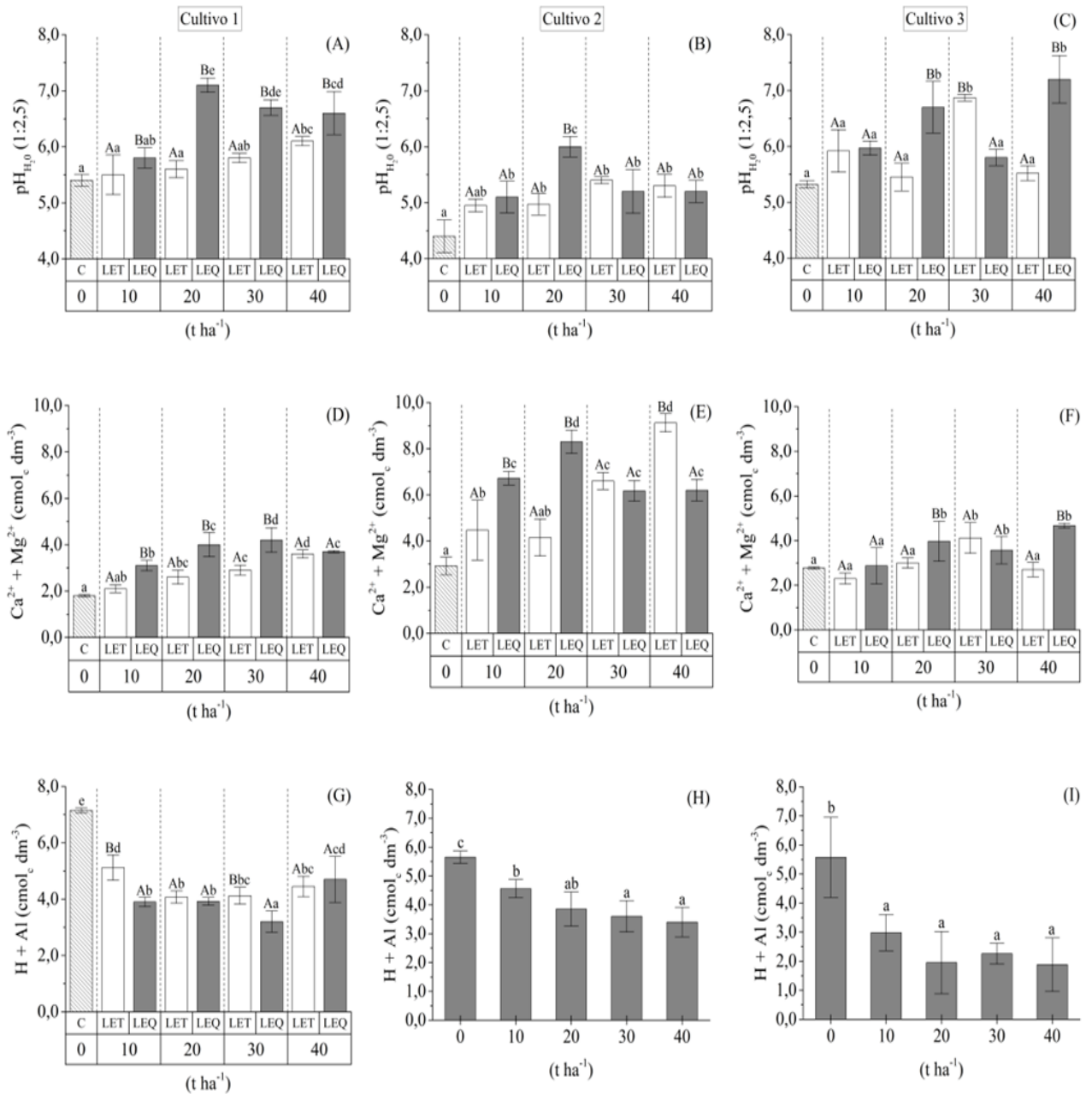


Figura 6. pH, Ca²⁺+Mg²⁺ e H+Al no solo em função da dose de lodo de esgoto submetida a diferentes formas de estabilização em três ciclos de milho. As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam as formas de estabilização do lodo em uma mesma dose e as letras minúsculas comparam as doses de uma mesma forma de estabilização. As barras de erro indicam o desvio padrão

A elevação do pH do solo com o aumento da dose de lodo aplicada provocou uma redução na acidez potencial do solo a medida em que a dose foi aumentada em ambas as formas de estabilização (Figura 6). Essa redução na acidez potencial do solo está relacionada com a elevação do pH promovida pela aplicação de lodo de esgoto, assim como a disponibilização de bases, principalmente o Ca, presentes na composição do mesmo, que corresponde a 3,2 e 4,1% da composição total para LET e LEQ, respectivamente.

Os teores de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ no primeiro cultivo com a aplicação de doses crescentes de LET ou LEQ foram superior ao tratamento em que não houve adição de lodo ao solo, sendo os maiores teores observados na dose de 40 t ha^{-1} ($3,9 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) de LET e 30 t ha^{-1} ($4,1 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) de LEQ. No solo avaliado após o segundo cultivo de milho foram encontrados os maiores teores desses elementos, sendo que a aplicação de diferentes doses de LEQ não foram diferentes, mas foram cerca de três vezes maiores que a testemunha; essa diferença se deu principalmente ao elevado teor de Ca no LEQ devido a adição de óxido de cálcio. O LET apesar de apresentar menor concentração de Ca também provocou aumento nos teores de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$, porém este aumento foi mais gradual de acordo com o aumento da dose aplicada e o maior teor encontrado para a aplicação de 40 t ha^{-1} ($8,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). No terceiro cultivo foi observada novamente a redução nos teores destes elementos, sendo observadas diferenças nas doses de 30 t ha^{-1} de LET e 20, 30 e 40 t ha^{-1} de LEQ em relação ao solo em que não houve aplicação de lodo. Esta redução pode ter ocorrido devida as perdas por exportação da cultura e lixiviação.

A MOS foi influenciada pela aplicação de doses crescentes de lodo nas duas formas de estabilização (Figura 7). No primeiro cultivo de milho não foi observada diferença significativa entre LET e LEQ, no entanto a aplicação de doses crescentes de lodo nestas duas formas de estabilização aumentou linearmente a MOS do solo, sendo o maior teor obtido quando aplicada a dose de 40 t ha^{-1} (25 g kg^{-1}) (Tabela 3). Nos dois cultivos posteriores também foi observado o efeito crescente da MOS pela aplicação de doses de lodo, porém o LET promoveu maior aporte, quando comparado ao LEQ. Esta diferença pode ter sido devida a maior presença de materiais orgânicos de fácil decomposição presente no LEQ, enquanto que no LET há maior presença de materiais mais resistentes devido ao processo de compostagem, conferindo maior tempo de persistência no solo deste material conforme atestam Moretti et al. (2015).

Tabela 3. Resultados de ANOVA (valor-f e significância) das propriedades químicas do solo

Variáveis	Unidades	Cultivo	Fontes	Doses	Fonte × Doses
pH	água (1:2,5)	C1	110,1***	19,6***	11,7***
		C2	7,2*	5,4**	11,4***
		C3	3,5*	19,7***	33,6***
Ca ²⁺ +Mg ²⁺	cmol _c dm ⁻³	C1	85,6***	20,7***	8,3***
		C2	10,2**	13,1***	42,0***
		C3	7,0**	12,2**	6,0**
H + Al	cmol _c dm ⁻³	C1	27,9***	20,1***	12,3***
		C2	48,5 ^{ns}	22,6***	1,4 ^{ns}
		C3	7,0 ^{ns}	27,9***	3,0 ^{ns}
MOS	g kg ⁻¹	C1	2,4 ^{ns}	26,7***	2,8 ^{ns}
		C2	38,2***	12,0***	10,4***
		C3	20,3***	3,7 ^{ns}	10,5***
P _{disp}	mg dm ⁻³	C1	0,2 ^{ns}	59,1***	2,4 ^{ns}
		C2	1,0 ^{ns}	7,3**	56,9***
		C3	25,7***	66,7***	48,9***
N _{total}	mg kg ⁻¹	C1	41,2***	15,6***	11,2***
		C2	7,5*	5,6**	45,4***
		C3	8,0***	5,8*	1,3 ^{ns}
NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹	C1	3,0 ^{ns}	22,3***	5,6**
		C2	923,5***	26,5***	36,4***
		C3	7,8**	0,9 ^{ns}	5,4**
NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹	C1	48,7***	9,3***	2,6 ^{ns}
		C2	142,9***	105,8***	35,2***
		C3	12,5***	10,4**	11,4***
Fe _{disp}	mg dm ⁻³	C1	5,5 ^{ns}	32,4***	7,0**
		C2	0,7 ^{ns}	37,7***	233,2***
		C3	4,1*	1,1 ^{ns}	0,0 ^{ns}
Mn _{disp}	mg dm ⁻³	C1	1,2 ^{ns}	20,8***	3,6*
		C2	24,4***	21,2***	21,2***
		C3	59,0***	48,4***	10,1***
Cu _{disp}	mg dm ⁻³	C1	24,4***	6,4**	14,4***
		C2	27,1***	2,6 ^{ns}	14,9***
		C3	7,3**	1,3 ^{ns}	0,2 ^{ns}
Zn _{disp}	mg dm ⁻³	C1	436,8***	38,2***	34,4***
		C2	1530,5***	1,4 ^{ns}	7,6**
		C3	70,9***	12,0**	214,1***

COT carbono orgânico total; *disp* teores disponíveis no solo; *ns* não significativo; **p* < 0,05; ***p* < 0,01; ****p* < 0,001.

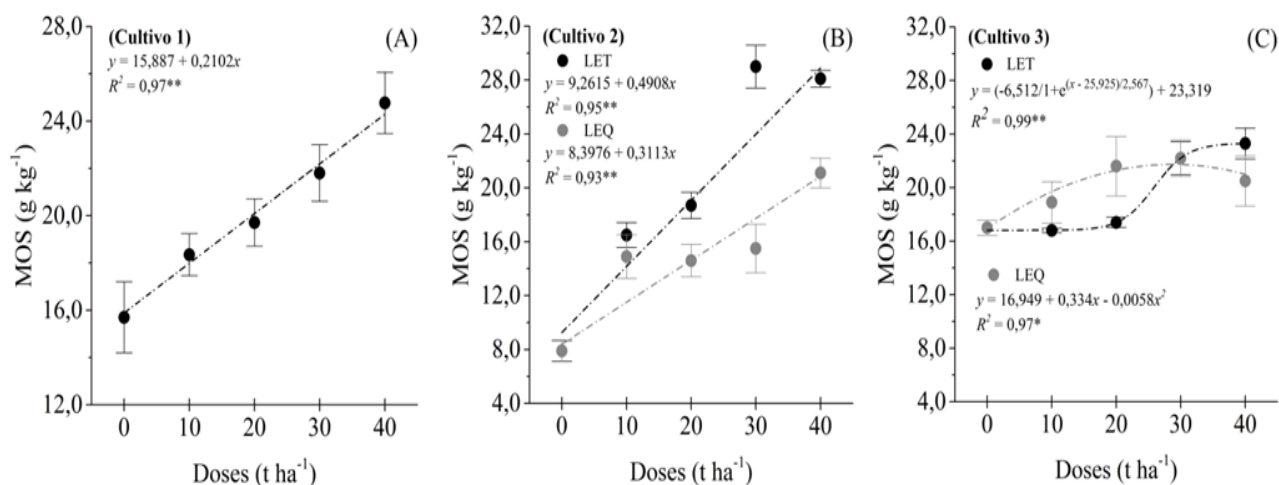


Figura 7. Matéria orgânica do solo em função da dose de lodo de esgoto submetida a diferentes formas de estabilização em três ciclos de milho. As barras de erro indicam o desvio padrão

Os resultados encontrados corroboram os encontrados em outros trabalhos (MORETTI et al., 2015; JUNIO, et al., 2013; BERTONCINI et al., 2013). Segundo Barbosa et al. (2007) a adição de matéria orgânica ao solo é de fundamental importância para a manutenção do potencial produtivo do solo, o que pode ser corroborado pelo presente estudo, em que a aplicação de lodo possibilitou o aumento da MOS e proporcionou efeito positivo na maioria das propriedades químicas avaliadas, além do aumento na produtividade de milho. Estes autores destacam ainda que a alta concentração de MO presente no lodo promove o aumento de cargas negativas do solo, favorecendo a adsorção de cátions e contribuindo para ao aumento da CTC do solo.

O teor de nitrogênio total no solo foi aumentado linearmente pela aplicação de doses crescentes de LET nos dois cultivos iniciais de milho (Figura 8). No terceiro cultivo também foi observado crescimento linear, no entanto não houve diferença entre as formas de estabilização (Tabela 3). Apesar de o LEQ apresentar em sua composição mais N que o LET (Tabela 2), a concentração de N no solo tratado com doses crescentes de LEQ foi geralmente menor. Segundo Cerne et al. (2019), a alta concentração de C lábil no lodo estabilizado quimicamente faz com que a mineralização do N orgânico seja mais acelerada que a do lodo compostado. Com a maior mineralização de N do LEQ este estaria mais disponível para absorção pelas plantas refletindo em uma maior produtividade, o que foi constatado neste trabalho.

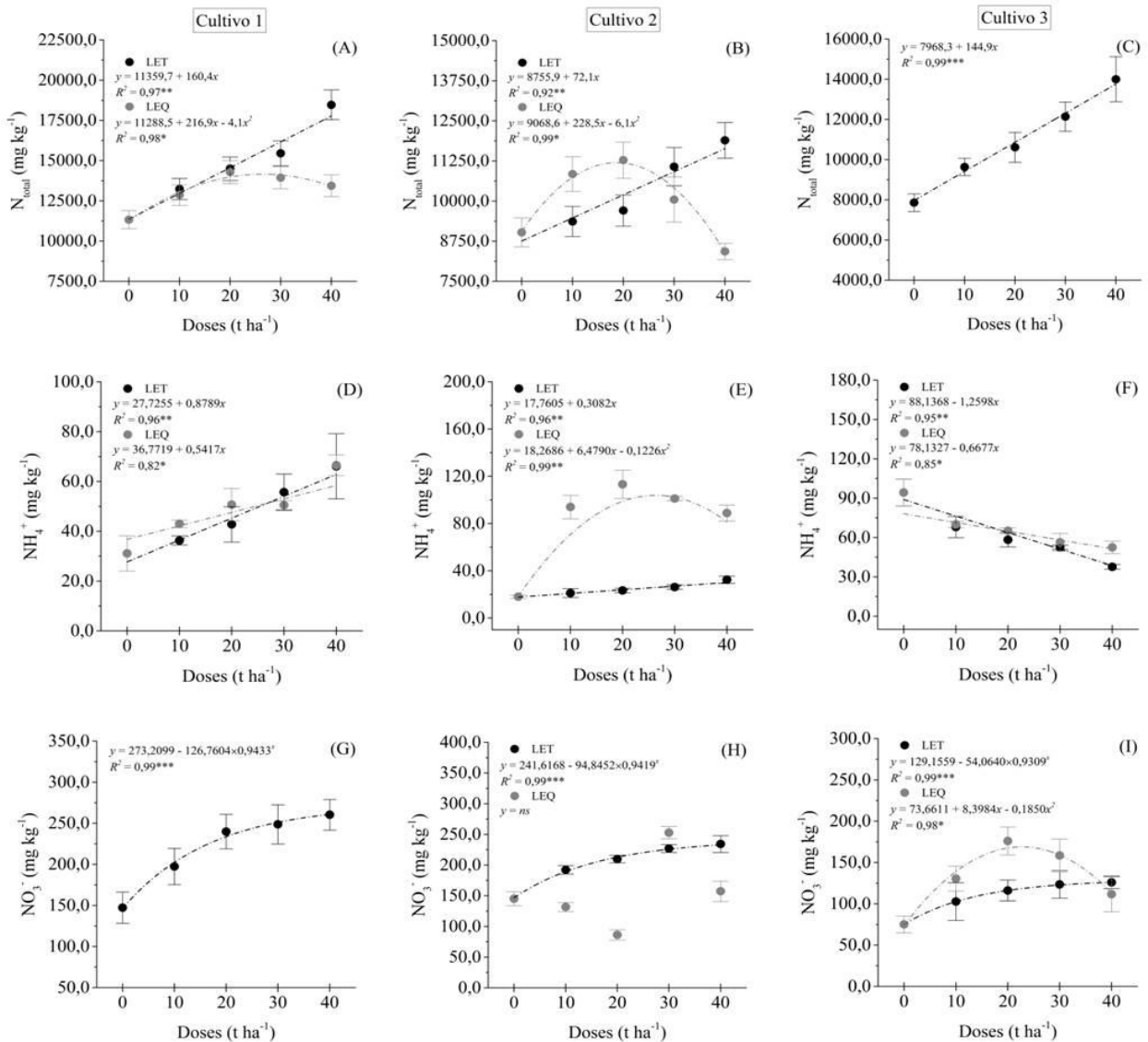


Figura 8. Teores de nitrogênio total, nitrato e amônio no solo em função da dose de lodo de esgoto submetida a diferentes formas de estabilização em três ciclos de milho. As barras de erro indicam o desvio padrão

A forma mineral de N encontrada no solo em maior abundância foi o nitrato com teores variando entre 75,0 a 276,7 mg kg⁻¹ nos três cultivos avaliados, enquanto os teores de amônio variaram de 18,9 a 122,1 mg kg⁻¹ (Figura 8). Essa maior abundância do nitrato em relação ao amônio é esperada tendo em vista que o amônio produto da mineralização do N orgânico é rapidamente convertido a nitrato pela ação dos micro-organismos (NOVAIS et al., 2007). No primeiro cultivo não foram observadas grandes diferenças entre a aplicação de LET e LEQ na

disponibilidade de amônio, e os teores de nitrato não foram influenciados pela forma de estabilização, porém o incremento das doses provocou efeito crescente em ambas as formas de N.

No segundo cultivo foi observado um crescimento médio de 80 mg kg^{-1} no teor de amônio em solo sob aplicação de LEQ comparado a testemunha atestando que ainda grande quantidade de N estava sendo mineralizada, enquanto que o LET, que apresenta maior quantidade de material mais estável, apresentou um aumento de até $10,7 \text{ mg kg}^{-1}$. Já no terceiro cultivo, as concentrações de amônio foram reduzidas pelo incremento da dose de ambas as formas de estabilização. A disponibilidade de nitrato apresentou crescimento exponencial nos dois últimos cultivos de milho com aplicação de doses de LET, enquanto que no segundo cultivo não foi obtido ajuste significativo, e no terceiro cultivo os teores decresceram nas doses mais elevadas quando o solo foi tratado com LEQ. De forma geral, pode-se observar que houve uma redução do primeiro para o terceiro ciclo nos teores de N mineral no solo. Resultados semelhantes foram observados por Junio et al. (2013), que avaliaram os teores de N mineral em solo tratado com composto de lodo de esgoto e cultivado com milho por dois anos consecutivos. O aumento da dose de lodo de esgoto utilizada resultou em maior produtividade da cultura, dessa forma a redução de N no solo pode ser atribuída a exportação deste pela planta.

No primeiro cultivo de milho não foram observadas diferenças significativas nos teores de P disponível entre as formas e estabilização utilizadas (Tabela 3). A aplicação das doses de lodo promoveu um crescimento linear no teor de P disponível no solo, sendo o maior teor encontrado quando aplicada a dose de 40 t ha^{-1} ($139,0 \text{ mg dm}^{-3}$) (Figura 9). No segundo cultivo foi observado um crescimento linear quando aplicadas as doses de LET, no entanto os teores foram cerca de quatro vezes menores do que os encontrados no primeiro cultivo, comparando-se a dose de 40 t ha^{-1} . Não foi obtido ajuste significativo para a aplicação de doses de LEQ no segundo e valor médio encontrado para esta forma de estabilização foi de $19,1 \text{ mg dm}^{-3}$. No terceiro cultivo foi observada diferença entre as formas de estabilização, sendo a aplicação de LEQ a que promoveu incremento linear de P disponível. Zuo et al. (2019) e Kołodziej et al. (2015) encontraram incremento linear de P com a aplicação de doses crescentes de lodo tratado com óxido de cálcio e por compostagem de lodo, respectivamente, em solo cultivado com sorgo. A dose de 40 t ha^{-1} que promoveu a maior produtividade de grão, foi a que proporcionou maior incremento de P disponível no solo, o que indica que este nutriente foi determinante na produtividade do milho. Junio et al. (2013), avaliando

o efeito residual do composto de lodo, observaram que a aplicação de doses crescentes de até 75 t ha⁻¹ também promoveram um efeito crescente nos teores de P disponível no solo.

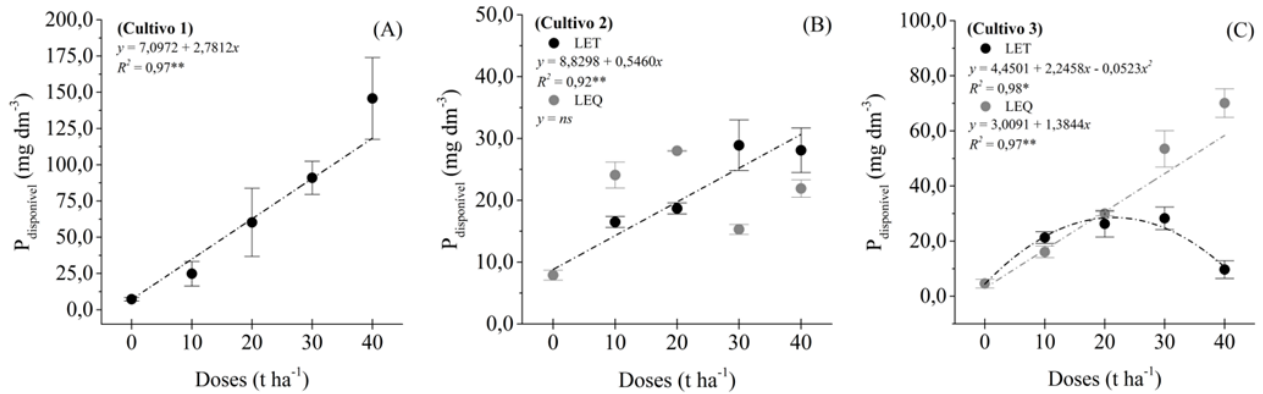


Figura 9. Fósforo disponível no solo em função da dose de lodo de esgoto submetida a diferentes formas de estabilização em três ciclos de milho. As barras de erro indicam o desvio padrão

De forma geral a aplicação de lodo ao solo promoveu incremento nos teores de micronutrientes (Figura 10). No primeiro cultivo de milho foi observado aumento na disponibilidade de Fe de acordo com o aumento da dose de lodo aplicada em ambas as formas de estabilização, sendo a maior disponibilidade (170,0 e 193,5 mg kg⁻¹) quando aplicada a dose de 40 t ha⁻¹ de LET e LEQ, respectivamente. Apesar de o LET apresentar quase o dobro de Fe em sua concentração, quando comparado ao LEQ, a maior disponibilidade foi obtida para os tratamentos com aplicação de LEQ, possivelmente a presença de Fe ligada ao material orgânico mais solúvel o que favoreceu sua disponibilização (GOMES; NASCIMENTO; BIONDI, 2007) (Tabela 2). No segundo cultivo foram observados maiores concentrações de Fe disponível que no primeiro, na dose de 20 t ha⁻¹ a maior disponibilidade de Fe ocorreu para a aplicação de LET, que pode ter ocorrido devida a redução no pH do solo no segundo cultivo conforme observado na Figura 4; no entanto, na dose de 40 t ha⁻¹, quando o pH do solo foi aumentado, a concentração de Fe disponível caiu cerca de 35 %. No terceiro cultivo de milho não foi observado efeito na aplicação de diferentes formas de estabilização (Tabela 3), contudo a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto provocou crescimento linear na disponibilidade de Fe no solo, sendo a dose de 40 t ha⁻¹ a que promoveu maior disponibilidade de Fe neste ciclo.

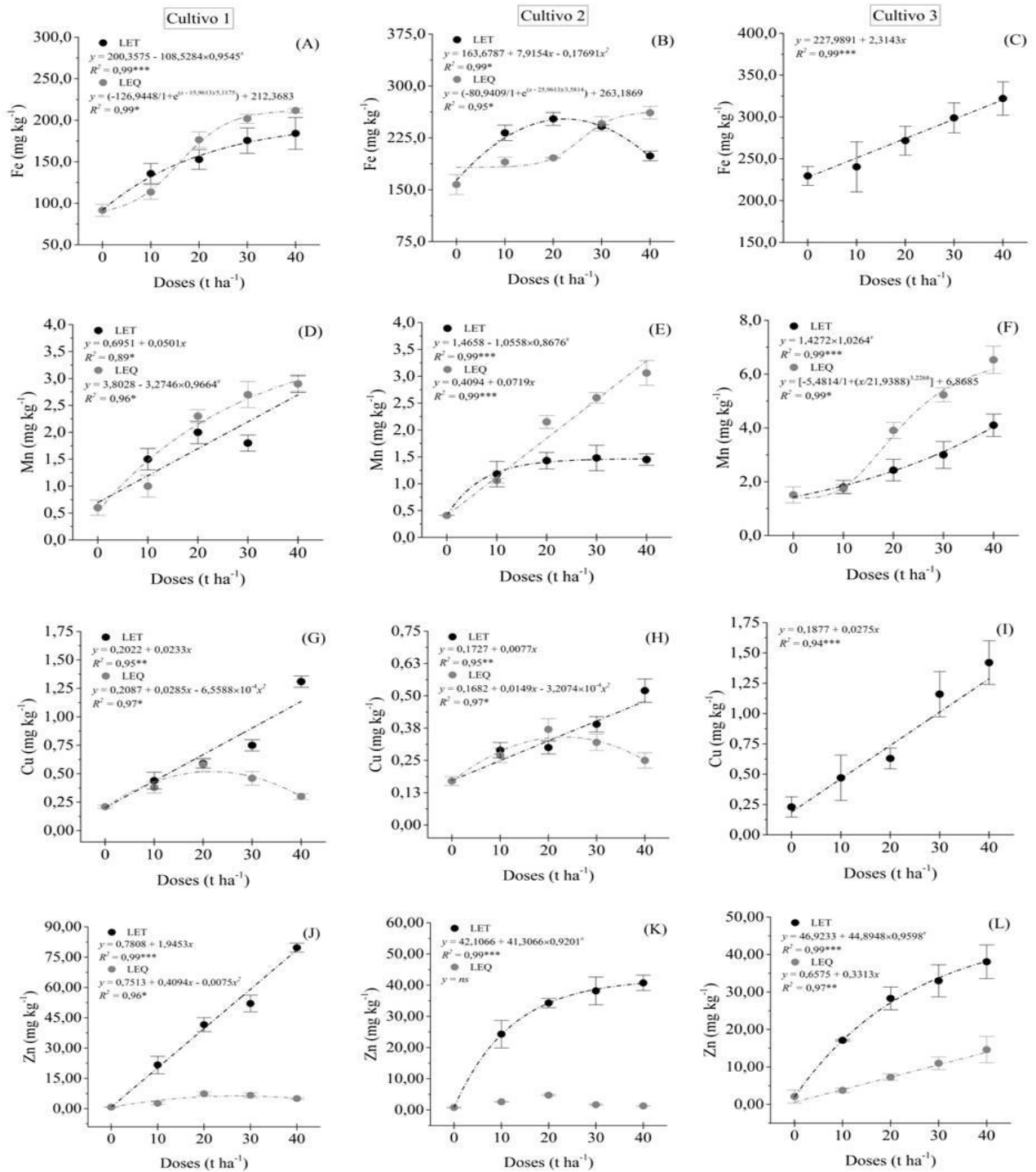


Figura 10. Teores de micronutrientes no solo em função da dose de lodo de esgoto submetida a diferentes formas de estabilização em três ciclos de milho. As barras de erro indicam o desvio padrão

A disponibilidade de Mn no solo foi influenciada pela forma de estabilização de lodo e pela aplicação de doses crescentes. De forma geral a maior disponibilidade deste elemento ocorreu quando aplicado o LEQ em todos os cultivos avaliados (Figura 10). O LET apresentou em sua composição 316,5 mg kg⁻¹ de Mn, enquanto que o LEQ 232,0 mg kg⁻¹, e apesar deste último conter menos Mn em sua composição há a maior presença de C lábil nesta forma de estabilização, o que pode ter promovido uma maior disponibilização deste elemento para o solo.

Diferentemente do observado na disponibilidade de Fe e Mn, o Cu e Zn foram mais disponíveis no solo quando utilizado o LET (Figura 10), em todos os cultivos, exceto para o terceiro cultivo em que não foi observada diferença entre as formas de estabilização (Tabela 3). O menor pH do solo tratado com LET em relação ao que foi aplicado LEQ pode ter contribuído para esse aumento de disponibilidade. Nos cultivos 1 e 2 foi observado que a aplicação de doses de 30 e 40 t ha⁻¹ de LEQ promoveram uma redução na disponibilidade de Cu possivelmente devido a elevação do pH. A elevada concentração de Zn no LET refletiu em sua maior disponibilidade no solo, sendo esta cerca de até 10, 30 e 3 vezes maior que as encontradas quando aplicado LEQ nos cultivos 1, 2 e 3, respectivamente. Moretti et al. (2016) avaliaram o efeito de doses crescentes de até 84 t ha⁻¹ de lodo compostado e lodo cru e observam aumentos lineares nas concentrações de Cu e Zn e efeito residual do lodo de esgoto após três aplicações, embora as concentrações obtidas no lodo utilizado por estes autores tenha sido bem inferior as do presente estudo (517 e 690 mg kg⁻¹), respectivamente. Nogueira et al. (2013) utilizaram doses variando de 3 a 65 t ha⁻¹ de lodo compostado com concentrações de Zn semelhantes a do composto de lodo utilizado neste estudo (2821 mg kg⁻¹) e relataram concentrações de Zn disponível no solo de até 100 mg kg⁻¹ para a maior dose aplicada.

3.3.3 Efeito residual da aplicação de lodo submetido a diferentes formas de estabilização sobre a nutrição do milho

Apesar do elevado aumento nos teores de Ca e P no solo com a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto (Tabela 4), foi observada uma redução nos teores destes elementos na folha de milho em comparação com a testemunha (Figura 11), provavelmente devido a diluição causada pela maior produção de matéria seca. Porém, em todas as doses aplicadas e em ambas as formas de estabilização, os teores de P encontrados nas folhas estiveram dentro da faixa considerada adequada para esta cultura que é 2,0-4,0 g kg⁻¹ para Ca e P, enquanto que os de Ca só

estiveram abaixo no terceiro cultivos (2,8-8,0 g kg⁻¹) (EMBRAPA, 2007). No entanto, mesmo que os teores destes elementos tenham aumentado com o incremento das doses de LET e LEQ no solo, foi observada uma correlação negativa com os teores desses nutrientes na planta (Tabelas 5 e 6). O aumento do pH ocorrido com o incremento das doses de lodo de esgoto por ter influenciado negativamente a absorção de Ca e P pelas plantas pela formação de precipitados desses elementos, formando carbonatos de fosforo (SOUZA et al., 2007).

Tabela 4. Resultados de ANOVA (valor-f e significância) dos nutrientes na folha diagnose do milho

Variáveis	Unidades	Cultivo	Fontes	Doses	Fonte x Doses
Ca	g kg ⁻¹	C1	63,55***	21,38***	24,46***
		C2	20,49***	11,69***	7,67***
		C3	0,03 ^{ns}	16,62**	3,58*
Mg	g kg ⁻¹	C1	1,57 ^{ns}	0,19 ^{ns}	0,56 ^{ns}
		C2	1,65 ^{ns}	2,5*	0,42 ^{ns}
		C3	26,59***	9,27***	3,66*
K	g kg ⁻¹	C1	0,45 ^{ns}	1,29 ^{ns}	0,37 ^{ns}
		C2	0,00 ^{ns}	19,37***	1,57 ^{ns}
		C3	0,33 ^{ns}	5,16**	0,99 ^{ns}
P	g kg ⁻¹	C1	4,49*	12,73***	1,66 ^{ns}
		C2	1,86 ^{ns}	4,19*	1,57 ^{ns}
		C3	39,59***	14,34***	3,29*
N	g kg ⁻¹	C1	0,29 ^{ns}	15,57***	0,67 ^{ns}
		C2	1,20 ^{ns}	2,25 ^{ns}	4,12**
		C3	1,05 ^{ns}	0,85 ^{ns}	1,48 ^{ns}
Fe	mg kg ⁻¹	C1	0,37 ^{ns}	10,52 ^{ns}	6,10**
		C2	1,87 ^{ns}	2,67*	1,52 ^{ns}
		C3	16,20***	23,42***	3,04*
Mn	mg kg ⁻¹	C1	9,11 ^{ns}	145,21 ^{ns}	33,97***
		C2	2,09 ^{ns}	14,26***	2,93*
		C3	70,43***	35,45***	18,73***
Cu	mg kg ⁻¹	C1	92,04**	23,19***	19,64***
		C2	2,57 ^{ns}	0,26 ^{ns}	2,26 ^{ns}
		C3	14,73***	5,39**	9,51***
Zn	mg kg ⁻¹	C1	633,71***	184,05**	139,50***
		C2	162,77***	13,80**	15,88***
		C3	162,50***	4,70**	41,24***

ns não significativo; **p* < 0,05; ***p* < 0,01; ****p* < 0,001.

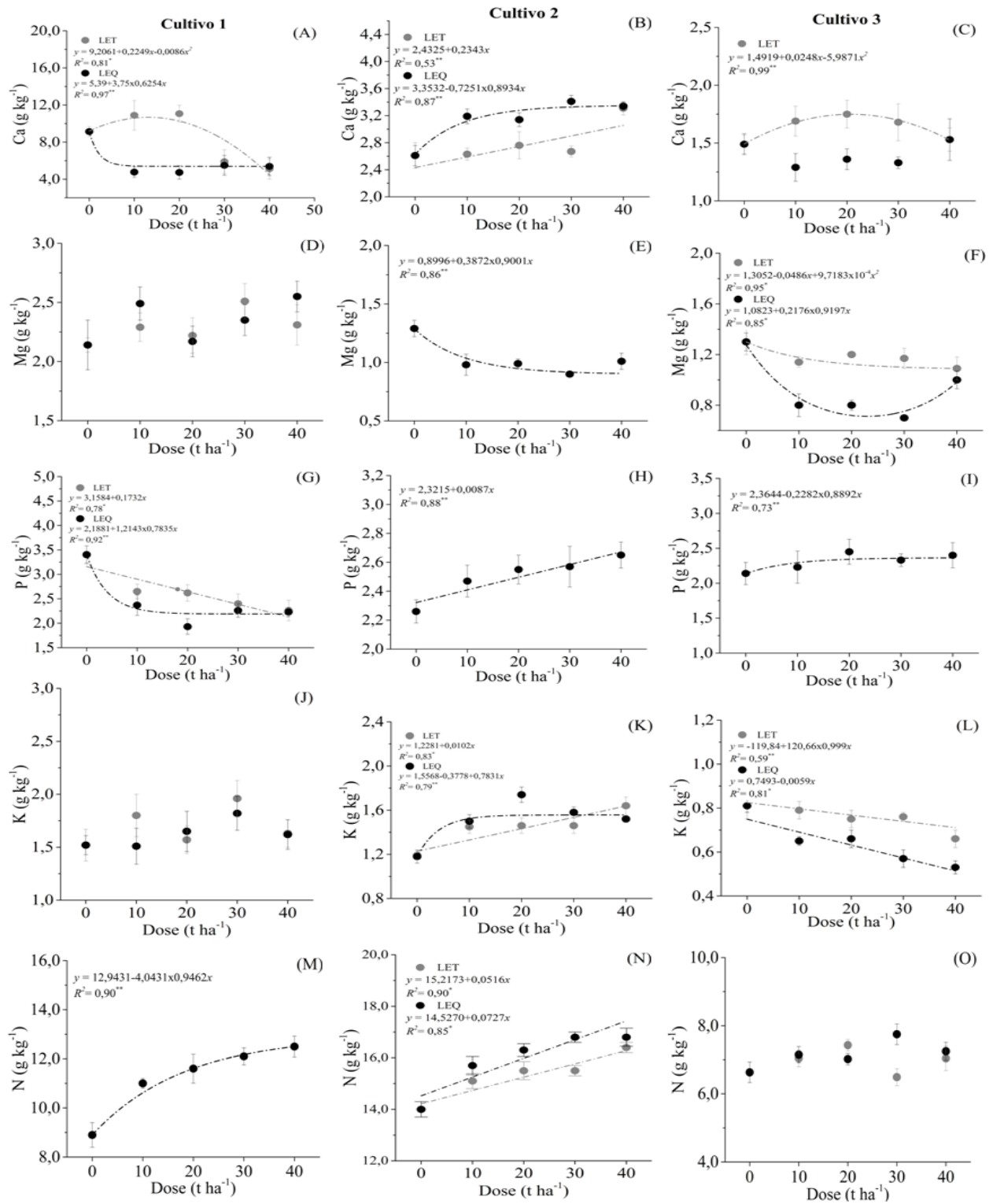


Figura 11. Teores de Ca, Mg, P, K e N na folha em função da dose de lodo de esgoto submetida a diferentes formas de estabilização em três ciclos de milho. As barras de erro indicam o desvio padrão

Tabela 5. Correlações Lineares de Pearson nos três cultivos de milho com aplicação de lodo estabilizado termicamente

		Teores de nutrientes na planta								
		Ca	Mg	P	K	N	Fe	Mn	Cu	Zn
		Cultivo 1								
Atributos do Solo	pH	-0,65	0,38	-0,62	0,22	0,53	0,71	0,71	0,53	0,74
	Ca+Mg	-0,66	0,20	-0,50	0,18	0,65	0,58	0,87	0,63	0,83
	H+Al	0,21	-0,22	0,64	-0,18	-0,79	-0,57	-0,81	-0,83	-0,68
	MOS	-0,75	0,15	-0,56	0,10	0,67	0,52	0,83	0,51	0,83
	P	-0,59	0,16	-0,51	0,00	0,66	0,57	0,78	0,62	0,74
	NT	-0,58	0,14	-0,43	0,24	0,61	0,57	0,77	0,56	0,79
	NH ₄ ⁺	-0,71	-0,05	-0,50	0,04	0,56	0,39	0,78	0,46	0,76
	NO ₃ ⁻	-0,41	0,03	-0,43	0,14	0,46	0,30	0,73	0,49	0,59
	Fe	-0,57	0,24	-0,58	0,31	0,72	0,73	0,87	0,68	0,83
	Mn	-0,41	0,40	-0,38	0,21	0,70	0,67	0,69	0,72	0,63
Cu	-0,53	0,11	-0,36	0,17	0,56	0,63	0,69	0,51	0,71	
Zn	-0,58	0,21	-0,64	0,05	0,75	0,69	0,83	0,66	0,83	
		Cultivo 2								
Atributos do Solo	pH	0,33	-0,18	0,45	0,61	0,26	0,52	0,72	0,06	0,75
	Ca+Mg	0,62	0,01	0,51	0,53	0,46	0,13	0,81	0,43	0,79
	H+Al	-0,48	0,13	-0,54	-0,59	-0,35	-0,46	-0,73	-0,26	-0,74
	MOS	0,45	-0,06	0,53	0,52	0,35	0,36	0,70	0,25	0,78
	P	0,11	-0,16	0,44	0,21	0,16	0,31	0,32	0,19	0,71
	NT	0,13	0,18	0,33	0,10	0,11	0,17	0,36	0,21	0,47
	NH ₄ ⁺	0,73	-0,15	0,58	0,66	0,37	0,37	0,70	0,34	0,80
	NO ₃ ⁻	0,06	-0,12	0,45	0,36	0,09	0,49	0,35	0,09	0,58
	Fe	-0,21	-0,19	-0,37	-0,15	-0,20	-0,07	-0,45	-0,30	-0,54
	Mn	0,36	-0,23	0,59	0,67	0,29	0,53	0,44	0,12	0,78
Cu	0,53	0,01	0,44	0,71	0,48	0,28	0,85	0,32	0,78	
Zn	0,45	-0,21	0,64	0,70	0,27	0,51	0,60	0,15	0,84	
		Cultivo 3								
Atributos do Solo	pH	0,12	-0,30	0,06	0,15	-0,27	-0,24	-0,10	0,01	0,80
	Ca+Mg	0,10	-0,19	0,22	0,00	-0,19	0,03	-0,22	0,21	0,63
	H+Al	-0,07	0,42	-0,28	0,44	-0,03	0,60	0,75	0,47	-0,47
	MOS	0,47	-0,21	0,23	0,08	0,06	-0,20	-0,16	-0,28	0,72
	P	-0,13	-0,50	0,01	-0,49	-0,06	-0,57	-0,71	-0,07	0,27
	NT	-0,14	-0,49	0,14	-0,34	-0,06	-0,50	-0,72	-0,16	0,38
	NH ₄ ⁺	-0,20	0,33	-0,22	0,67	-0,15	0,77	0,85	0,51	-0,28
	NO ₃ ⁻	0,15	-0,25	0,18	0,10	-0,20	-0,33	-0,33	-0,08	0,87
	Fe	-0,17	-0,45	0,05	-0,45	-0,10	-0,57	-0,64	-0,23	0,24
	Mn	-0,20	-0,42	0,02	-0,59	0,15	-0,53	-0,75	-0,32	0,05
Cu	0,00	-0,41	0,07	-0,36	-0,31	-0,36	-0,62	-0,23	0,41	
Zn	-0,13	-0,22	0,14	-0,48	0,24	-0,59	-0,63	-0,54	-0,27	

MOS matéria orgânica do solo; Os coeficientes marcados em negrito foram significativos ($p < 0,05$).

Tabela 6. Correlações Lineares de Pearson nos três cultivos de milho com aplicação de lodo estabilizado quimicamente

		Teores de nutrientes na planta								
		Ca	Mg	P	K	N	Fe	Mn	Cu	Zn
		Cultivo 1								
Atributos do Solo	pH	-0,61	0,04	-0,81	0,24	0,55	0,30	0,34	-0,25	-0,02
	Ca+Mg	-0,75	0,24	-0,76	0,23	0,53	0,39	0,66	0,08	0,37
	H+Al	0,85	-0,27	0,79	-0,18	-0,50	-0,61	-0,81	-0,37	-0,63
	MOS	-0,41	0,31	-0,50	0,23	0,73	0,08	0,43	-0,36	-0,15
	P	-0,60	0,15	-0,55	0,11	0,64	0,08	0,64	-0,03	0,09
	NT	-0,61	0,04	-0,50	0,23	0,34	0,28	0,52	0,13	0,30
	NH ₄ ⁺	-0,69	0,24	-0,65	0,07	0,73	0,26	0,64	-0,09	-0,03
	NO ₃ ⁻	-0,73	0,40	-0,77	0,19	0,74	0,35	0,74	0,02	0,22
	Fe	-0,54	0,18	-0,64	0,30	0,58	0,16	0,50	-0,07	0,21
	Mn	-0,56	0,23	-0,64	0,24	0,72	0,20	0,49	-0,22	0,03
	Cu	-0,67	-0,05	-0,70	0,08	0,06	0,53	0,25	0,05	0,17
	Zn	-0,63	0,12	-0,77	0,29	0,58	0,42	0,42	-0,19	0,10
		Cultivo 2								
Atributos do Solo	pH	0,36	-0,46	0,29	0,79	0,27	0,02	0,31	-0,29	-0,23
	Ca+Mg	0,53	-0,48	0,47	0,88	0,34	0,22	0,40	-0,13	-0,09
	H+Al	-0,68	0,33	-0,35	-0,64	-0,25	-0,19	-0,56	0,24	0,31
	MOS	0,42	-0,51	0,51	0,86	0,17	0,35	0,44	-0,21	-0,14
	P	-0,06	0,01	-0,34	-0,12	-0,50	0,15	0,10	-0,35	-0,25
	NT	-0,10	-0,33	0,27	0,32	0,17	-0,08	-0,31	0,12	0,38
	NH ₄ ⁺	0,54	-0,64	0,59	0,73	0,22	0,40	0,29	-0,15	0,14
	NO ₃ ⁻	0,43	0,10	-0,01	-0,43	0,36	-0,12	0,07	0,20	0,24
	Fe	-0,16	0,43	-0,54	-0,23	-0,14	-0,32	0,14	-0,11	-0,41
	Mn	0,30	-0,16	0,04	0,69	-0,02	-0,06	0,45	-0,40	-0,47
	Cu	0,54	-0,25	0,44	0,64	0,35	-0,10	0,37	-0,08	-0,02
	Zn	0,18	-0,27	0,33	0,77	0,27	0,05	0,23	-0,03	-0,11
		Cultivo 3								
Atributos do Solo	pH	0,10	-0,24	0,64	-0,59	0,12	-0,46	-0,40	-0,07	0,28
	Ca+Mg	0,19	-0,20	0,53	-0,55	-0,07	-0,35	-0,19	-0,29	0,29
	H+Al	0,20	0,72	-0,44	0,69	-0,34	0,71	0,78	0,20	0,28
	MOS	0,25	-0,28	0,25	-0,71	0,57	-0,42	-0,37	-0,22	0,19
	P	-0,21	-0,65	0,24	-0,42	0,48	-0,38	-0,52	-0,40	-0,40
	NT	-0,21	-0,37	0,21	-0,49	0,33	-0,36	-0,46	-0,15	-0,02
	NH ₄ ⁺	0,06	0,62	-0,01	0,74	-0,66	0,76	0,82	-0,10	0,26
	NO ₃ ⁻	-0,30	-0,47	0,47	-0,17	-0,07	-0,28	-0,36	-0,36	-0,32
	Fe	0,18	-0,22	-0,05	-0,47	0,12	-0,37	-0,20	-0,20	0,09
	Mn	0,24	-0,19	0,39	-0,68	0,33	-0,25	-0,19	-0,50	0,22
	Cu	-0,16	-0,49	0,03	-0,60	0,51	-0,37	-0,43	-0,51	-0,34
	Zn	-0,19	-0,45	-0,24	-0,40	0,61	-0,17	-0,31	-0,44	-0,46

MOS matéria orgânica do solo; Os coeficientes marcados em negrito foram significativos ($p < 0,05$).

O mesmo comportamento não foi observado nos cultivos posteriores em que houve um aumento nos teores desses elementos. Em contrapartida houve também a redução de pH no solo e aumento na disponibilidade de Ca e P no solo, refletindo em uma correlação positiva entre pH, Ca e P no solo e os teores de Ca e P na planta no segundo cultivo. Diferentemente do observado em outros trabalhos que constata que o lodo pode fornecer até 30% do P necessário pela cultura, a aplicação deste resíduo no presente estudo conseguiu suprir a necessidade de P pelo milho em todas as doses de lodo de esgoto aplicadas em ambas as formas de estabilização (FRANCO et al., 2010; CHIBA; MATTIAZO; OLIVEIRA, 2009).

No primeiro cultivo de milho a aplicação de doses crescentes de lodo em diferentes formas de estabilização não provocou diferenças significativas nos teores de Mg e K na folha diagnóstico (Tabela 4). Embora não tenha sido observada a relação da aplicação de doses de lodo com o aumento nos teores desses elementos, os valores observados nas folhas se encontram dentro dos limites considerados adequados para esta cultura, segundo Embrapa (2007); isso ocorreu devida aplicação suplementar de potássio mineral, tendo em vista o baixo teor deste elemento no lodo de esgoto estudado. Junio et al. (2013) também não observaram relação da aplicação de doses crescentes de lodo compostado sobre dois ciclos de milho, uma vez que a aplicação do lodo não contribuiu para o aumento dos teores de K no solo, o que também foi observado no presente estudo.

No segundo e terceiro cultivos foi observado que o aumento da dose de lodo nas duas formas de estabilização reduziu o teor de K na folha, atingindo níveis inferiores ao considerado adequado para esta cultura (1,5-5,0 g kg⁻¹) (Figura 11). Apesar de terem sido observadas diferenças significativas nos teores de K nos dois últimos cultivos de milho, esta variação não foi muito relevante, tendo em vista que os teores deste elemento no segundo ciclo variaram de 1,2 a 1,4 g kg⁻¹ e 0,8 a 0,6g kg⁻¹ no terceiro cultivo entre a testemunha e a aplicação de 40 t ha⁻¹, respectivamente.

Foi observado que a aplicação de doses crescentes de lodo provocou um aumento significativo nos teores de N na folha no primeiro e segundo cultivo, sendo os maiores valores obtidos quando aplicada a dose de 40 t ha⁻¹, 12,9 e 17,0 g kg⁻¹ no primeiro e segundo cultivo, respectivamente. Não foram observadas diferenças significativas entre as formas de estabilização para os teores de N na planta no primeiro cultivo. Correlações positivas entre a MOS, os teores de NT, amônio de nitrato no solo e os teores de N na planta foram observadas nesse cultivo, sugerindo que a aplicação de lodo ao solo incrementou a nutrição de N na planta. No terceiro cultivo não foram observadas diferenças estatísticas entre as doses e as formas de estabilização utilizadas. Com

avanço na mineralização do lodo aplicado ao solo e disponibilização de N, exportação pela cultura e perdas no sistema solo deste elemento, foi diminuindo a absorção deste pela nutriente planta a cada cultivo avaliado, de forma que não foram observadas correlações entre os teores de N no solo e na planta no ultimo cultivo (Tabelas 5 e 6).

Embora a aplicação de lodo de esgoto tenha causado um incremento na absorção de N nos dois cultivos iniciais, os teores encontrados estiveram abaixo da faixa considerada adequada para esta cultura (27 a 35 g kg⁻¹) (EMBRAPA, 2007). Apesar dos níveis baixos de N encontrados nas folhas de milho, no primeiro e segundo cultivo não foram observados sintomas visuais de deficiência deste elemento, sendo estes evidentes apenas no terceiro cultivo onde foram aplicadas as doses de 10 e 20 t ha⁻¹ em ambas as formas de estabilização. Gomes, Nascimento e Biondi (2007) também constataram que a aplicação de doses variando entre 7,7 e 60,5 t ha⁻¹ de lodo não foram suficientes para elevar o teor de N na folha de milho a níveis adequados. Resultados semelhantes também foram constatados por Junio et al. (2013) que avaliaram o efeito residual de lodo compostado em dois ciclos de milho utilizando doses de até 75 t ha⁻¹. No entanto, as produtividades encontradas onde foi aplicado lodo de esgoto foram semelhantes ou mesmo superiores aquelas onde foi feita a fertilização mineral, sendo obtidas produtividades acima da média nacional. Com isso, há a necessidade de novos estudos com o intuito de melhor estimar os níveis ideais de N na folha diagnóstico.

De acordo com a legislação Conama de numero 376 do ano de 2006, que dispõe de critérios para utilização de lodo na agricultura (CONAMA, 2006), a aplicação máxima anual de lodo de esgoto e produtos derivados em toneladas por hectare não deverá exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura (em kg/ha), segundo a recomendação agrônômica oficial do Estado, e o teor de nitrogênio disponível no lodo de esgoto, que seria de 10 e 20% do N total para LET e LEQ, respectivamente. Levando em consideração essa normativa, a aplicação de 40 t ha⁻¹ de lodo nas duas formas de estabilização é até duas vezes mais que o recomendado e, mesmo assim, os teores de N na planta foram abaixo do limite mínimo considerado ideal. Dessa forma, estudos relacionados ao entendimento no processo de mineralização do N presente no lodo são necessários visando a aplicação adequada deste resíduo ao solo.

Os teores de Fe na folha diagnóstico não sofreram grandes alterações com a aplicação de doses crescentes de ambas as formas de estabilização no primeiro cultivo de milho, sendo observada uma variação de 250,4 a 291,9 mg kg⁻¹ (Figura 12). Exceto para a testemunha, os teores

de Fe na planta estiveram acima do nível considerado adequado para a cultura do milho (30,0-250,0 mg kg⁻¹), porém não foram observados sintomas de toxidez por este elemento.

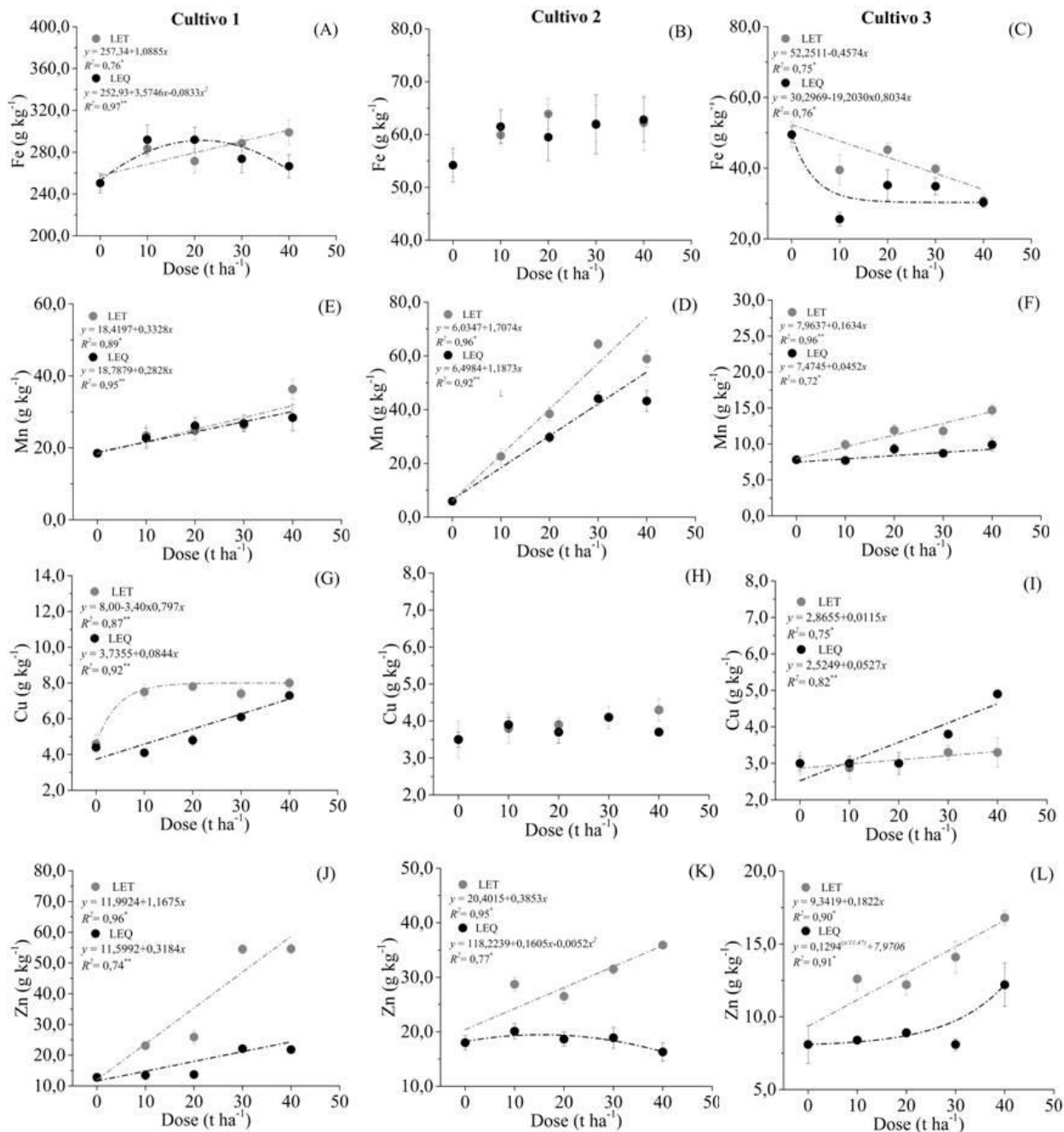


Figura 12. Teores de micronutrientes na folha em função da dose de lodo de esgoto submetida a diferentes formas de estabilização em três ciclos de milho. As barras de erro indicam o desvio padrão

Apesar da grande quantidade de Fe presente na composição de LEQ e LET (3,2 e 6,8 g kg⁻¹, respectivamente) os teores deste nutriente não foram muito influenciados pelo incremento da dose de lodo, possivelmente devido as altas concentrações encontradas no solo originalmente (Tabela 1). De acordo com Silva, Resck e Charma (2002), solos com alta concentração de óxidos de Fe, como o Argissolo onde foi instalado o experimento, apresentam alta capacidade em suprir o Fe necessário as culturas agrícolas. Devido a maior concentração de Fe na composição de lodo foram observadas correlações positivas no primeiro cultivo entre o teor deste no solo e na planta para LET. No segundo cultivo de milho não foram observadas relações significativas entre a aplicação de diferentes formas de estabilização de lodo e o incremento das doses (Tabela 4). No terceiro cultivo foi observado que o incremento da dose de ambas as formas de estabilização provocou uma redução nos teores de Fe na folha diagnóstico. Este resultado indica que o Fe pode estar se associando a compostos orgânicos de baixa disponibilidade, conforme descrito por Martins et al. (2003).

Os teores de Mn na folha diagnóstico cresceram linearmente em LET e LEQ nos três cultivos avaliados (Figura 12). A aplicação de doses de LET foi a que proporcionou maior incremento de Mn em todos os cultivos, sendo os maiores teores obtidos no segundo cultivo para a dose de 40 t ha⁻¹ (60,8 mg kg⁻¹). Embora tenha sido observado o incremento do teor de Mn pela aplicação de doses crescentes de LET e LEQ no terceiro cultivo, os teores encontrados estiveram abaixo da faixa considerada adequada para o milho (20,0-200,0 mg kg⁻¹) (EMBRAPA, 2007). O LET foi o que promoveu maior disponibilidade de Mn no solo, que influenciou diretamente a nutrição da planta.

A aplicação de doses crescentes de LET promoveu um incremento nos teores de Zn na folha de milho. As maiores concentrações foram obtidas no primeiro ciclo, na dose de 40 t ha⁻¹ (52,9 t ha⁻¹). Esse aumento foi cerca de 315% maior que aqueles encontrados no tratamento em que não houve a aplicação de lodo e 285% que a aplicação da mesma dose de LEQ. Comportamento semelhante foi observado no segundo cultivo, evidenciando o efeito residual do LET em fornecer este nutriente para a cultura. Esse aumento de Zn na folha do milho tem relação direta com o fornecimento deste pelo LET, tendo em vista a alta concentração de Zn em sua composição (2670,1 mg kg⁻¹), conforme observado nas correlações positivas obtidas para esta forma de estabilização nos três cultivos avaliados (Tabela 5). Apesar da diferença nos teores de Zn encontrados na folha

de milho entre LET e LEQ, em ambas as formas de estabilização o Zn esteve dentro dos limites considerados ideais para este elemento (15-100 mg kg⁻¹) (EMBRAPA, 2007).

Apesar da alta concentração de Cu no LET (106,3 mg kg⁻¹) e LEQ (120,1 mg kg⁻¹), o aporte deste elemento ao solo através da aplicação do lodo não causou aumento significativo nos teores desse elemento na folha do milho, de forma que no primeiro cultivo de milho as concentrações desse elemento estiveram de forma geral próximas ao limite mínimo da faixa considerada adequada (6-50 mg kg⁻¹). Nos cultivos posteriores as concentrações foram consideradas baixas para todas as doses aplicadas em todas as formas de estabilização. Esses resultados corroboram Martins et al. (2003), que encontraram uma baixa resposta do milho ao Cu ao avaliarem o efeito residual do lodo durante três anos. Esses autores atribuíram os baixos teores de Cu a forte quelatação deste com a MOS e pelo antagonismo que ocorre entre Cu e Zn na solução do solo.

No segundo cultivo de milho foi observado que os teores de Mg e Cu estavam abaixo dos limites considerados adequados, enquanto que no terceiro cultivo foram baixos os teores de Ca, Mg, K, N, Mn, Cu e Zn. Estes baixos teores contribuíram para a redução na produtividade de grão e de matéria seca de milho. No terceiro ciclo foram observadas deficiência visual apenas para o N nas doses 10 e 20 t ha⁻¹ e a testemunha. Considerando que o lodo de esgoto foi aplicado apenas no primeiro cultivo o esgotamento destes nutrientes no solo em virtude da falta de reposição e do desequilíbrio entre eles foi o que pode ter ocasionado a redução na produtividade do segundo e terceiro cultivos em relação ao primeiro.

3.4 CONCLUSÕES

A produtividade do milho aumentou linearmente com o incremento das doses de lodo aplicada, independentemente da forma de estabilização do resíduo. A aplicação de 40 t ha⁻¹ de LEQ foi a que proporcionou maior produtividade de grão nos cultivos avaliados. As doses de lodo aplicadas tiveram um efeito residual (produtividade maior do que a testemunha) até o terceiro cultivo para as doses a partir de 20 t ha⁻¹. As doses mais elevadas de lodo (30 e 40 t ha⁻¹) foram mais eficientes do que a adubação mineral, provavelmente devido ao teor de micronutrientes adicionados pelo lodo e aos efeitos da matéria orgânica sobre características físicas e químicas do solo.

Apesar do incremento nos teores de N no solo e na planta, a aplicação das doses de até 40 t ha⁻¹ não foi suficiente para elevar os teores deste nutriente em níveis adequados. O uso agrícola de LET e LEQ resultou em alguns efeitos residuais sobre as concentrações N, Fe, Mn, Cu e Zn no solo. O efeito residual nas concentrações de Zn foi observado apenas quando utilizado LET. Os teores de Cu, Mn, N, Mg e Ca na folha diagnóstica no terceiro cultivo estiveram abaixo daqueles considerados ideais para o desenvolvimento desta cultura, o que limitou a produtividade da mesma em ambas as formas de estabilização. Os teores de Zn foram baixos na planta apenas quando utilizado LEQ.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAI, Y.; ZANG, C.; GU, M.; SHAO, H.; GUAN, Y.; WANG, X.; ZHOU, X.; SHAN, Y.; FENG, K. Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.578, p.47-55, 2017.
- BARBOSA, G. M. DE C.; TAVARES FILHO, J.; BRITO, O. B.; FONSECA, I. C. B. Efeito residual do lodo de esgoto na produtividade do milho safrinha. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v.31, p.601-605, 2007.
- BERTONCINI, E. I.; MORETTI, S. M. L.; VITTI, A. C.; ALLEONI, L. R. F.; ABREU-JUNIOR, C. H. Residual effect of sewage sludge and organic compost on nitossol cropped with sugarcane: productivity and juice quality. **Journal of Plant Nutrition**, Oxford, v.27, p.1243–1260, 2013.
- BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A. do. Acúmulo de nitrogênio e produção de matéria seca de plantas em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.18, p.123-128, 2005.
- BRASIL. **Atlas Esgotos Despoluição De Bacias Hidrográficas**. Brasília, Distrito Federal, p.56, 2017.
- BORJESSON, G.; KATTERER, Thomas. Soil fertility effects of repeated application of sewage sludge in two 30-year-old field experiments. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Oxford, v.112, p.369–385, 2018.
- CAVALCANTI, J.A. **Recomendações de adubação para o estado de Pernambuco**. Comissão estadual de fertilidade do solo. 2. ed. Recife, 2008.
- CERNE, M.; PALCIC, I.; PASKOVIC, I.; MAJOR, N.; ROMIC, M.; FILIPOVIC, V.; IGRC, M. D.; PERCIN, A.; BAN, S. G.; ZORKO, B.; VODENIK, B.; CINDRO, D. G.; MILACIC, R.; HEATH, D. J.; BAN D. The effect of stabilization on the utilization of municipal sewage sludge as a soil amendment. **Waste Management**, Oxford, v.94, p. 27–38, 2019.

CHIBA, M. K.; MATTIAZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Rendimento de cana-de-açúcar cultivada em argissolo utilizando lodo de esgoto como fonte de fósforo. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v.31, p.495-501, 2009.

CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento). **Boletim de Monitoramento Agrícola 2019**. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/monitoramento-agricola>>.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Brasília, 2006. <http://www.fundagresorg.br/biossolido/images/downloads/res_conama37506>. 10 maio. 2017.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Solos, Embrapa Informática Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: EMBRAPA, p. 370, 2017.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Solos, Embrapa Informática Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA, p. 42, 2007.

FRANCO, A.; ABREU-JUNIOR, C. A.; PERECIN, D.; OLIVEIRA, F. C.; GRANJA, A. C. R.; BRAGA, V. S. Sewage sludge as a nitrogen and phosphorus source for cane-plant and first ratoon crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, p.34, p.553–561, 2010.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, Paraíba, v.11, n.5, p.459–465, 2007.

IPA– Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária. **Recomendações de adubação para o Estado de Pernambuco**. 2ª ed. Recife, p. 198, 2008.

JUNIO, G. R. Z.; SAMPAIO, R. A.; NASCIMENTO, A. L.; SANTOS, G. B.; SANTOS, L. D. T.; FERNANDES, L. A. Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.7, p.706–712, 2013.

KIRCHMANN, H.; BORJESSON, G.; KATTERER, Y.; COHEN, Y. From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: A soil science Outlook. **AMBIO A Journal of the Human Environment**, Oslo, v.46, p.143–154, 2017.

KOŁODZIEJ, B.; ANTONKIEWICZ, J.; STACHYRA, M.; BIELIŃSKA, E.J.; WIŚNIEWSKI, J.; LUCHOWSKA, K.; KWIATKOWSKI, C. Use of sewage sludge in bioenergy production-a case study on the effects on sorghum biomass production. **European Journal Agronomy**, Netherlands, v.69, p.63–74, 2015.

LIMA, V. N.; SILVA, R. V. T. O.; NUNES, P.; SILVA, P. H.; MORANT, K.; ANDRADE, R. F. S.; NASCIMENTO, A. E.; CAMPOS-TAKAKI, G. M.; MESSIAS, A. S. The Cumulative Effects of Sewage Sludge Compost on *Raphanus sativus* L: Growth and Soil Properties. **Green and Sustainable Chemistry**, Oxford, v.6, p.1-10, 2016.

LIU, S.; MENG, J.; JIANG, L.; YANG, X. Rice husk biochar impacts soil phosphorous availability, phosphatase activities and bacterial community characteristics in three different soil types. **Applied Soil Ecology**, Firenze, v. 116, n.1, p. 12-22, 2017.

LLORET, L.; PASCUAL, J. A.; BRODIE, E. L.; BOUSKILL, N. J.; INSAM, H.; JUÁREZ, M. F.; GOBERNA, M. Sewage sludge addition modifies soil microbial communities and plant performance depending on the sludge stabilization process. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.101, p.37-46, 2016.

MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v.27, p.563-574, 2003.

MORETTI, S. M.L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Composting sewage sludge with green wastefrom tree pruning. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.72, n.5, p.432-439, 2015.

NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; CRUZ, S. F.; ZUBA JUNIO, G. R.; BARBOSA, C. F.; FERNANDES, L. A. Metais pesados em girassol adubado com lodo de esgoto submetido a diferentes processos de estabilização. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.18, n.7, p.694-699, 2014.

NOGUEIRA, R. C.; MELO, W. J.; BERTONCINI, E. I.; ALLEONI, L. R. F. Concentrations of Cu, Fe, Mn, and Zn in tropical soils amended with sewage sludge and composted sewage sludge. **Environmental Monitoring and Assessment**, Netherlands, v.185, p.2929-2938, 2013.

NOGUEIRA, T. A. R.; SAMPAIO, R. A.; FERREIRA, C. S.; FONSECA, I. M. Produtividade de milho e de feijão consorciados adubados com diferentes formas de lodo de esgoto. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, João Pessoa, v.6, p.122-131, 2007.

NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. 1ª edição, p. 645, Viçosa, 2007.

RIBEIRINHO, V. S.; MELO, W. J.; SILVA, D. H.; FIGUEIREDO, L. A.; MELO, G. M. P. Soil fertility, nutritional status, and yield of sunflower fertilized with sewage sludge. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.42, p.166-173, 2012.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília: Embrapa, 2018.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I. Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.487-495, 2002.

SINGH, R.P.; AGRAWAL, M. Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. **Ecotoxicology Environmental Safe**, United States, v.73, p.632–641, 2010.

SOUZA, C. A.; REIS JUNIOR, F. B.; MENDES, I. C.; LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Lodo de esgoto em atributos biológicos do solo e na nodulação e produção de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.44, n.10, 2007.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174 p.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise do solo**. 3 ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2017. 573 p.

USEPA, 1989. Risk assessment guidance for Superfund, vol. I: **human health evaluation manual**. Office of Solid Waste and Emergency Response. Disponível em: <EPA/540/189/002>.

ZUBA JUNIO, G. R. Z.; SAMPAIO, R. A.; NASCIMENTO, A. L.; SANTOS, G. B.; SANTOS, L. D. T.; FERNANDES, L. A. Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.7, p.706–712, 2013.

ZUO, W.; GU, C.; ZHANG, W.; XU, K.; WANG, Y.; BAI, Y.; SHAN, Y.; DAI, Q. Sewage sludge amendment improved soil properties and sweet sorghum yield and quality in a newly reclaimed mudflat land. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v.654, p.541–549, 2019.

4 ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS E DISPONIBILIDADE DE N E P EM SOLO CULTIVADO COM MILHO E TRATADO COM LODO DE ESGOTO SUBMETIDO A DIFERENTES FORMAS DE ESTABILIZAÇÃO

RESUMO

A forma como o lodo de esgoto é estabilizado pode afetar diretamente a decomposição do material orgânico pelos micro-organismos do solo e, conseqüentemente, a disponibilização de nutrientes a partir desses materiais. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo avaliar o impacto de formas de estabilização de lodo de esgoto sobre atributos microbiológicos do solo e a disponibilidade de N e P ao longo do ciclo da cultura do milho. Foram avaliadas duas diferentes formas de estabilização, uma química (EQ), pela adição de óxido de cálcio ao lodo, e uma térmica (ET), pela realização de compostagem a partir do lodo e material de poda de árvores. O experimento foi instalado em campo, na Granja Santa Maria, no município de Moreno-PE, com delineamento experimental de blocos casualizados, onde foram aplicadas as doses de 0, 10, 20, 30 e 40 t ha⁻¹ de cada forma de estabilização do lodo. Amostras de solo foram coletadas na camada de 0-20 cm aos 3, 15, 30, 60 e 90 dias após aplicação do lodo para avaliação dos parâmetros microbiológicos e disponibilidade de P e N no solo. A aplicação de lodo provocou um aumento de até 27 (EQ) e 32% (ET) no carbono orgânico total do solo. Esse aumento no aporte de material orgânico provocou um estímulo no crescimento da biomassa microbiana e na atividade da microbiota do solo, sendo os maiores valores de C, N e P da biomassa microbiana (362,4, 53,7 e 47,9 mg kg⁻¹, respectivamente) encontrados aos três dias após aplicação. A aplicação do lodo de esgoto tratado sob diferentes formas de estabilização provocou um aumento sobre a comunidade microbiana do solo, apresentando baixa emissão de C-CO₂, devido a alta eficiência da microbiota em degradar o material orgânico adicionado ao solo, resultando em uma alta liberação de N na forma de amônio e nitrato e P disponível ao solo.

Palavras-Chave: Mineralização. Fertilizante orgânico. Biomassa microbiana. Respiração Basal do Solo. Quociente metabólico.

MICROBIOLOGICAL ATTRIBUTES AND N AND P AVAILABILITY IN SOIL CULTIVATED WITH MAIZE AND TREATED WITH SEWAGE SLUDGE SUBJECT TO DIFFERENT WAYS OF STABILIZATION

ABSTRACT

The way in which the sewage sludge is stabilized can directly affect the decomposition of organic material by soil microorganisms and, consequently, the availability of nutrients from these materials. Thus, the present study aimed to assess the impact of forms of stabilization of sewage sludge on the microbial activity of the soil and the availability of N and P throughout the corn crop cycle. Two different forms of stabilization were evaluated, a chemical (EQ), by adding calcium oxide to the sludge, and a thermal (ET), by making compost from the sludge and tree pruning material. The experiment was installed in the field, at Granja Santa Maria, in the municipality of Moreno-PE, with a randomized block design, where doses of 0, 10, 20, 30 and 40 t ha⁻¹ of each form of stabilization were applied of the sludge. Soil samples were collected in the 0-20 cm layer at 3, 15, 30, 60 and 90 days after application of the sludge to assess biological parameters and availability of P and N in the soil. The application of sludge caused an increase of up to 27 (EQ) and 32% (ET) in the total organic carbon of the soil. This increase in the supply of organic material stimulated the growth of microbial biomass and the activity of soil microbiota, with the highest values of C, N and P of microbial biomass (362.4, 53.7 and 47.9 mg kg⁻¹, respectively) found three days after application. The application of treated sewage sludge under different forms of stabilization had a positive impact on the soil microbial community, with low CO₂ loss due to the high efficiency of the microbiota in degrading the organic material added to the soil, resulting in a high N release. In the form of ammonium and nitrate and P available to the soil.

Keywords: Mineralization. Organic fertilizer. Microbial biomass. Basal Soil Breathing. Metabolic quotient.

4.1 INTRODUÇÃO

Estima-se que diariamente sejam produzidas cerca de quatro mil toneladas de lodo de esgoto em todo o Brasil (BRASIL, 2017). Este resíduo, oriundo das estações de tratamento de esgoto, geralmente é destinado a aterros sanitários, prática que apresenta um custo elevado e potencial de contaminação do ambiente (BAI et al., 2017). Desta forma, seu uso em áreas agrícolas tem se mostrado promissora, servindo como fonte de nutrientes, principalmente N e P, e como condicionante de propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (GONÇALVES et al., 2014; KIRCHMANN et al., 2017; YANG et al., 2016).

Para evitar possíveis danos ao ecossistema, precauções devem ser tomadas quanto ao uso do lodo na agricultura, pois esse resíduo pode conter metais pesados e aportar N e P indiscriminadamente, nutrientes que podem ser lixiviados ou erodidos com o solo e causar eutrofização dos corpos hídricos (BUENO et al., 2011; MATOS et al., 2017). Os teores de agentes patogênicos e a atração de vetores também devem ser observados, sendo necessária a estabilização dos lodos visando a redução dos mesmos (NASCIMENTO et al., 2014; VIEIRA; PAZIANOTTO, 2016). Com o objetivo de controlar a aplicação do lodo na agricultura e evitar possíveis danos ao ecossistema, o Conselho Nacional do Meio Ambiente, por meio da instrução normativa de número 375 do ano de 2006, estabeleceu critérios e procedimentos para o uso, em áreas agrícolas, de lodo gerado em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e seus produtos derivados (CONAMA, 2006). Nesta resolução são descritos processos de estabilização, como a digestão aeróbica e anaeróbica, a compostagem, a calagem e a secagem, levando em consideração a capacidade de cada um desses processos em reduzir a taxa de agentes patogênicos.

A compostagem é uma forma de estabilização térmica do lodo de esgoto na qual o mesmo é submetido a condições aeróbicas controladas para promover a degradação biológica de patógenos e a degradação da matéria orgânica (OTERO et al., 2012). A calagem é uma forma de estabilização química que visa a aplicação de óxido de cálcio ao lodo de esgoto de forma a promover um aumento do pH por um determinado período de tempo. Estas diferentes formas de estabilização podem afetar diretamente a decomposição do material orgânico pelos micro-organismos do solo e, conseqüentemente, a disponibilização de nutrientes desses materiais (CORRÊA; WHITE; WEATHERLEY, 2012; NOVILLO et al., 2018). Além disso, outros fatores, como as propriedades

do solo e as condições ambientais também podem afetar a atividade desses micro-organismos (MOHAMED et al., 2018).

Os micro-organismos do solo são importantes reguladores da ciclagem de nutrientes e influenciam diretamente a fertilidade dos solos e a estabilidade dos ecossistemas (ANDERSON; DOMSCH, 2010). Pequenas alterações nos padrões de uso do solo podem afetar a população, composição e função desses micro-organismos no mesmo (MORAIS et al., 2018). Dessa forma, propriedades microbiológicas do solo, como biomassa microbiana, respiração basal e quociente metabólico, são importantes e sensíveis fatores para avaliar possíveis alterações e perturbações na comunidade microbiana resultantes de mudanças no uso e manejo do sistema (HU et al., 2011).

O principal critério para estabelecer a taxa de aplicação de lodo de esgoto em solos leva em consideração a mineralização de N do resíduo. Contudo, essa mineralização vai depender do tipo de solo, tipo de estabilização do resíduo, das condições edafoclimáticas e, sobretudo, de como estes fatores afetam a atividade dos micro-organismos do solo. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo avaliar o impacto de duas diferentes formas de estabilização de lodo de esgoto sobre a atividade microbiana do solo e a disponibilidade de N e P ao longo do ciclo da cultura do milho, em condições de campo.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área experimental e caracterização do solo e do lodo

O experimento foi conduzido na Granja Santa Maria, localizada no município de Moreno, PE (08°07'07" S e 35°05'32" W). O solo da área foi classificado com Argissolo amarelo (EMBRAPA, 2018). Foi feita uma amostragem na área na camada de 0-20 cm para caracterização química e física do solo, seguindo métodos propostos pela Teixeira et al. (2017) (Tabela 1).

O lodo aeróbico utilizado foi obtido da empresa AFC-Soluções ambientais, localizada no município do Cabo de Santo Agostinho-PE. A empresa coleta efluentes industriais provenientes do complexo de Suape, no município de Ipojuca – PE e sanitário oriundo da Região Metropolitana do Recife. Esses efluentes são tratados física, química e biologicamente, gerando como resíduo o lodo de esgoto. Nesta empresa são gerados diariamente cerca de 10 toneladas de lodo, e tem-se buscado uma destinação o mais segura possível para este resíduo.

A partir do lodo obtido foram feitos dois tratamentos para a estabilização de patógenos, um tratamento químico (LEQ) e um térmico (LET). O LEQ consistiu na aplicação de óxido de cálcio na proporção de 10%, sendo este incorporado ao lodo que permaneceu em repouso por duas horas. A proporção de CaO a ser utilizada para estabilização do solo foi definida com base em ensaio realizado em laboratório com doses de 0, 10, 20, 30, 40 e 50% e utilizada a menor proporção suficiente para elevar o pH do lodo a 12 por um período mínimo de 2h. O LET consistiu na produção de uma compostagem com uma mistura de lodo de esgoto e material de podas de árvores triturado como matéria fresca, sendo a mistura compostada em uma pilha aerada por um período de dois meses.

Tabela 1. Características químicas e físicas do solo utilizado para o experimento

pH	água (1:2,5)	4,85
Ca	cmol _c dm ⁻³	1,7
Mg	cmol _c dm ⁻³	0,5
K	cmol _c dm ⁻³	0,08
P	mg dm ⁻³	6,62
N – NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹	48,6
N – NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹	115,0
Na	cmol _c dm ⁻³	0,13
Al	cmol _c dm ⁻³	0,9
H + Al	cmol _c dm ⁻³	5,53
NT	g kg ⁻¹	0,73
COS	g kg ⁻¹	9,3
Fe	mg kg ⁻¹	6975,0
Cu	mgkg ⁻¹	2,18
Mn	mgkg ⁻¹	10,48
Zn	mgkg ⁻¹	7,02
Areia	g kg ⁻¹	420
Silte	g kg ⁻¹	345
Argila	g kg ⁻¹	235
Ds	g cm ⁻³	1,45

COS carbono orgânico do solo; NT nitrogênio total; Ds densidade do solo

Foram coletadas amostras dessas duas fontes de estabilização e feita a caracterização segundo o recomendado pela resolução N° 375 do Conama (2006) (Tabela 2). O potencial agronômico do lodo foi avaliado por meio da determinação do carbono orgânico; fósforo total; nitrogênio Kjeldahl; nitrogênio amoniacal; nitrogênio nitrato; pH em água (1:10); potássio total; sódio total; cálcio total e magnésio total. Para determinação dos teores de metais pesados, as amostras de lodo foram secas ao ar, destorroadas, pulverizadas em almofariz de ágata,

homogeneizadas e peneiradas em peneira de abertura de 0,3 mm (ABNT 50), de aço inoxidável para evitar contaminações. Os teores de As, Ba, Cd, Cu, Cr, Hg, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se e Zn no lodo foram determinados utilizando o método 3051A (USEPA, 1998), conforme descrito para as amostras de solo.

4.2.2 Instalação do experimento

O experimento foi instalado em campo com delineamento experimental de blocos casualizados, onde foram aplicadas as doses de 0, 10, 20, 30 e 40 t ha⁻¹ de lodo (base seca) de lodos com EQ ou LET, em quatro repetições, perfazendo um total de 40 unidades experimentais. Cada parcela experimental tinha uma área de 20 m². O lodo nas duas formas de estabilização foi incorporado ao solo a uma profundidade aproximada de 20 cm. Cada parcela experimental foi semeada com a cultivar de milho São José, a um espaçamento de 1 x 0,2 m. Foi considerada como área útil a área das três fileiras centrais, excluindo-se 0,5 m das bordas de cada fileira, sendo sua área equivalente a 9,6m².

Tabela 2. Características químicas do lodo tratado com diferentes formas de estabilização

Características	Unidade	LET	LEQ
pH	água (1:2,5)	6,47	5,97
Ca	g kg ⁻¹	32,03	41,94
Mg	g kg ⁻¹	0,89	1,78
P	g kg ⁻¹	8,4	11,2
K	g kg ⁻¹	0,30	0,21
Na	g kg ⁻¹	0,35	0,27
N	g kg ⁻¹	19,11	25,61
COT	g kg ⁻¹	372,60	417,6
As	mg kg ⁻¹	0,98	nd
Ba	mg kg ⁻¹	421,60	218,00
Cd	mg kg ⁻¹	0,45	0,30
Co	mg kg ⁻¹	7,90	4,52
Cr	mg kg ⁻¹	45,40	53,68
Cu	mg kg ⁻¹	106,3	120,1
Fe	mg kg ⁻¹	6,83	3,19
Mn	mg kg ⁻¹	316,5	232,0
Mo	mg kg ⁻¹	7,50	7,45
Ni	mg kg ⁻¹	162,9	42,5
Pb	mg kg ⁻¹	61,85	28,85
Se	mg kg ⁻¹	0,80	nd
Zn	mg kg ⁻¹	2670,17	1439,75

4.2.3 Coleta do Experimento

Amostras de solo foram coletadas na camada de 0-20 cm de profundidade para avaliação de parâmetros químicos e biológicos do solo aos 3, 15, 30, 60 e 90 dias após a incorporação do lodo ao solo para avaliação da disponibilidade de N e P e atividade dos micro-organismos do solo. Em cada parcela experimental foram coletadas amostras nas fileiras e entre as fileiras, sendo coletadas 5 sub-amostras para formar uma composta. As amostras coletadas para análises biológicas foram mantidas sob refrigeração a 4°C até a realização das mesmas.

4.2.4 Análises químicas

Foram feitas as determinações de pH em água na relação 1:2,5 (solo:solução), P disponível extraído com solução de Mehlich⁻¹ e determinado por colorimetria (TEIXEIRA et al., 2017). Teores de nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺) trocáveis extraídos por KCl 1,0 mol L⁻¹ e dosados por destilação por arraste de vapores pelo método de Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995). Carbono orgânico total (COT) determinado pelo método de Walkley-Black (TEIXEIRA et al., 2017).

4.2.5 Análises microbiológicas

O C (Cmic), N (Nmic) e P (Pmic) da biomassa microbiana do solo foram determinados pelo método da irradiação-extração, que tem por objetivo promover a lise celular e posterior quantificação por diferença entre amostras irradiadas e não irradiadas dos teores de C, N e P liberados. A respiração basal do solo (C-CO₂) foi estimada pela quantificação e C-CO₂ emitido de uma amostra de solo incubada por 7 dias (MENDONÇA; MATOS, 2017). O quociente metabólico do solo (qCO_2) foi obtido pela relação entre C-CO₂ e o Cmic (ANDERSON; DOMSCH, 1993). O quociente microbiano do C ($qMic - C$) e do N ($qMic - N$) foi calculado com base na relação entre o Cmic e o COT e Nmic e NT, respectivamente (BINI et al., 2014).

4.2.6 Análises Estatísticas

Os dados foram testados quanto a sua distribuição normal utilizando o teste Shapiro-Wilk's ($p > 0,05$); quando necessário; transformações logarítmicas e de raiz no conjunto de dados foram feitas. Os dados foram avaliados por meio de ANOVA e as médias comparadas pelo teste de Tukey a um nível de significância de 5%. As análises estatísticas foram feitas utilizando o software Statistica (versão 10.0).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os teores de carbono orgânico total do solo (COT) aumentaram significativamente com as doses de lodo (Tabela 3), independentemente da forma de estabilização, proporcionando um incremento no solo de 32 e 27% para LET e LEQ, respectivamente ($p < 0,05$), para a maior dose aplicada (40 t ha^{-1}). Pode-se observar ainda que, com o passar do tempo, os teores de COT tenderam a aumentar para todos os tratamentos, o que deve ter ocorrido possivelmente devido ao aporte de material vegetal na superfície do solo oriundo do cultivo de milho. Estes resultados foram semelhantes aos encontrados por Fernandes, Bettiol e Cerri (2005) que constataram que a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto aplicadas em solo cultivados com milho provocou incremento nos teores de COT do solo 90 dias após aplicação do lodo.

Tabela 3. Teores de carbono orgânico total (g kg^{-1}) em solo cultivado com milho tratado com doses lodo de esgoto submetido a diferentes formas de estabilização ao longo do tempo

Dias	0t ha ⁻¹	10t ha ⁻¹	20t ha ⁻¹	30t ha ⁻¹	40t ha ⁻¹
Lodo Estabilizado Termicamente					
3	8,2 ±2,3Bbc	8,8 ±0,8ABb	10,1 ±0,4ABbc*	9,3 ±1,3ABb	10,6 ±1,8Ab
15	10,0 ±0,9Aab	10,8 ±0,9Aab	11,44 ±0,9Aab	12,0 ±0,6Aa*	11,4 ±1,1Ab
30	7,7 ±0,4Cc	11,2 ±0,5Ba	12,8 ±0,6Ba	13,3 ±0,6Ba	16,4 ±1,2Aa*
60	9,2 ±1,0Babc	10,4 ±0,4ABab	9,1 ±0,6Bc	9,2 ±0,8Bb*	11,6 ±1,5Ab*
90	10,6 ±1,1Ba	12,1 ±1,2Ba	10,3 ±1,2Bbc	11,9 ±1,5Ba	15,4 ±1,5Aa*
Lodo Estabilizado Quimicamente					
3	8,2 ±2,1Ca	10,2 ±1,8ABCa	11,7 ±0,8Aa*	9,2 ±0,9BCb	11,1 ±1,5ABbc
15	10,0 ±0,9Aa	10,5 ±1,2Aa	10,5 ±1,4Aab	9,8 ±0,1Ab*	12,0 ±1,4Aabc
30	8,6 ±1,8Ca	12,4 ±1,0Aba	11,2 ±0,7Bab	12,8 ±0,3ABa	13,7 ±0,4Aa*
60	9,2 ±1,4Aa	10,9 ±2,1Aa	9,1 ±1,0Ab	11,0 ±0,8Aab*	9,9 ±0,6Ac*
90	9,7 ±0,6Ca	10,8 ±1,6BCa	10,7 ±1,1BCab	13,2 ±0,2Aa	12,7 ±1,4ABab*

As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. Letras maiúsculas comparam os tratamentos na linha; as letras minúsculas comparam os tratamentos na coluna; * comparam LET e LEQ.

Não foram observadas diferenças significativas entre as formas de estabilização do lodo no Cmic ($p > 0,05$). Diferenças significativas foram observadas apenas quando comparadas as doses aplicadas. As doses de 10, 20, 30 e 40 t ha^{-1} de lodo aplicadas ao solo promoveram um incremento 11, 74, 137 e 149% (Figura 1), respectivamente, no conteúdo de carbono da biomassa microbiana (Cmic), sendo os maiores valores observados ao terceiro dia após aplicação dos fertilizantes

orgânicos nas doses de 30 e 40 t ha⁻¹ (345,3 e 362,4 mg kg⁻¹, respectivamente). Estas diferenças foram devido ao maior aporte de C e N ao solo promovido pelo incremento da dose de lodo aplicada, que podem ter estimulado o desenvolvimento da comunidade microbiana.

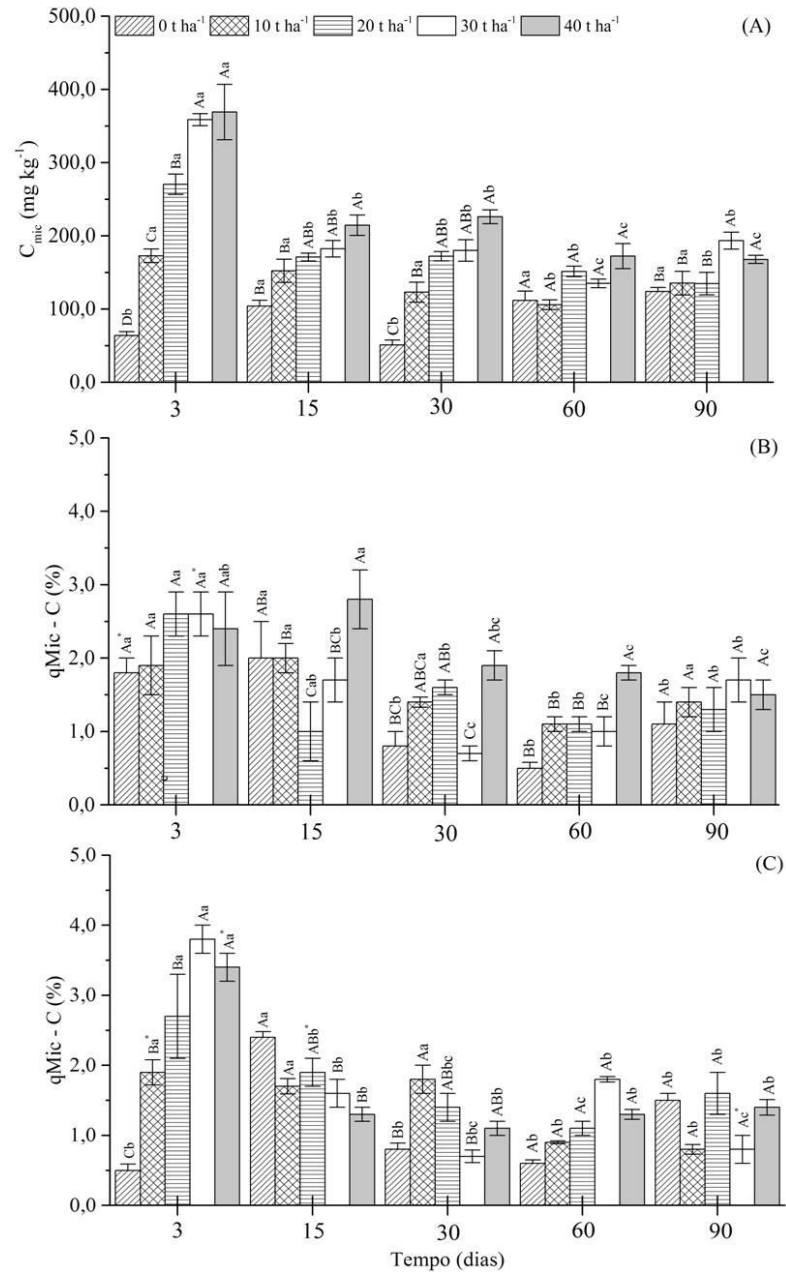


Figura 1. Carbono da Biomassa Microbiana (A) e Quociente microbiano do carbono em solo tratado com doses de lodo de esgoto em submetido a estabilização térmica (B) e química (C) ao longo do tempo. As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo, as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos e * comparam as diferenças entre as formas de estabilização. As barras de erro indicam o desvio padrão

Apesar de não ter sido observada diferença entre as formas de estabilização do lodo no teor de C_{mic} , o q_{Mic-C} que relaciona o C_{mic} e COT diferiu estatisticamente para LET e LEQ, sendo observada interação entre tempo após aplicação, doses aplicadas e forma de estabilização. Os maiores valores foram encontrados três dias após aplicação do lodo em ambas as formas de estabilização, sendo a dose de 30 t ha^{-1} de LEQ que apresentou maior valor (3,9). A aplicação de LET não provocou diferença entre as doses aplicadas no primeiro tempo avaliado. Com o decorrer do tempo os valores de q_{Mic-C} diminuíram quando aplicados LEQ, são sendo observadas diferenças entre as doses aplicadas aos 60 e 90 dias após aplicação. Quando aplicado LET não foi observada diferença ao longo do tempo para a dose de 40 t ha^{-1} , já nas doses menores houve redução de q_{Mic-C} . O q_{Mic} indica a eficiência microbiana em utilizar o C disponível para a biossíntese, portanto, serve como indicador sensível para pequenas mudanças no sistema avaliando a atividade biológica e a qualidade do solo. Dessa forma pode-se inferir que a aplicação de 40 t ha^{-1} de LET foi mais eficiente do que as demais doses aplicadas. No tempo inicial o LEQ se mostrou mais eficiente em utilizar o C disponível, no entanto com o decorrer do tempo essa eficiência diminuiu. Isso se deve provavelmente a presença de material de mais fácil decomposição presente no LEQ.

Pode-se observar que na aplicação de LET a utilização do C pela microbiota do solo se deu de forma mais gradual, tendo em vista que não foram observadas diferenças no q_{Mic-C} nas doses aplicadas até a avaliação de 30 dias após aplicação do lodo ao solo. Já a utilização do C pela microbiota quando aplicado LEQ no solo reduziu mais rapidamente, de forma que aos 15 dias após aplicação deste resíduo, o q_{Mic-C} foi reduzido em 49, 28, 37 e 65% nas doses de 10, 20, 30 e 40 t ha^{-1} , respectivamente. Essa diferença entre LET e LEQ pode ser justificada pela maior presença de carbono lábil no LEQ, conforme destacam Bueno et al. (2011), que está relacionado com o processo de estabilização, tendo em vista que o LET foi compostado o que aumenta a quantidade de material humificado e diminui o C lábil (GONÇALVES et al., 2014).

Os valores de N microbiano (N_{mic}) apresentaram interação quanto a forma de estabilização, dose e tempo após aplicação ($p < 0,05$) (Figura 2). Os maiores valores de N_{mic} no LEQ foram observados nos primeiros quinze dias após aplicação (15,4, 33,1, 31,6 e $53,7 \text{ mg kg}^{-1}$ para as doses de 10, 20, 30 e 40 t ha^{-1} , respectivamente) e com o decorrer do tempo, esses valores tenderam a diminuir, enquanto que para o LET esses valores foram maiores aos 15 e 30 dias após aplicação. Esta diferente estimulação no N_{mic} pode ser resultado da relação C/N de resíduos orgânicos (Tabela 2), que apresentam de forma geral uma baixa relação, tendo em vista que o

conteúdo C e N geralmente estimula o desenvolvimento da comunidade microbiana do solo. As doses aplicadas proporcionaram também o aumento do N_{mic}, como pode ser comprovado pelos menores valores encontrados para o tratamento sem aplicação de lodo.

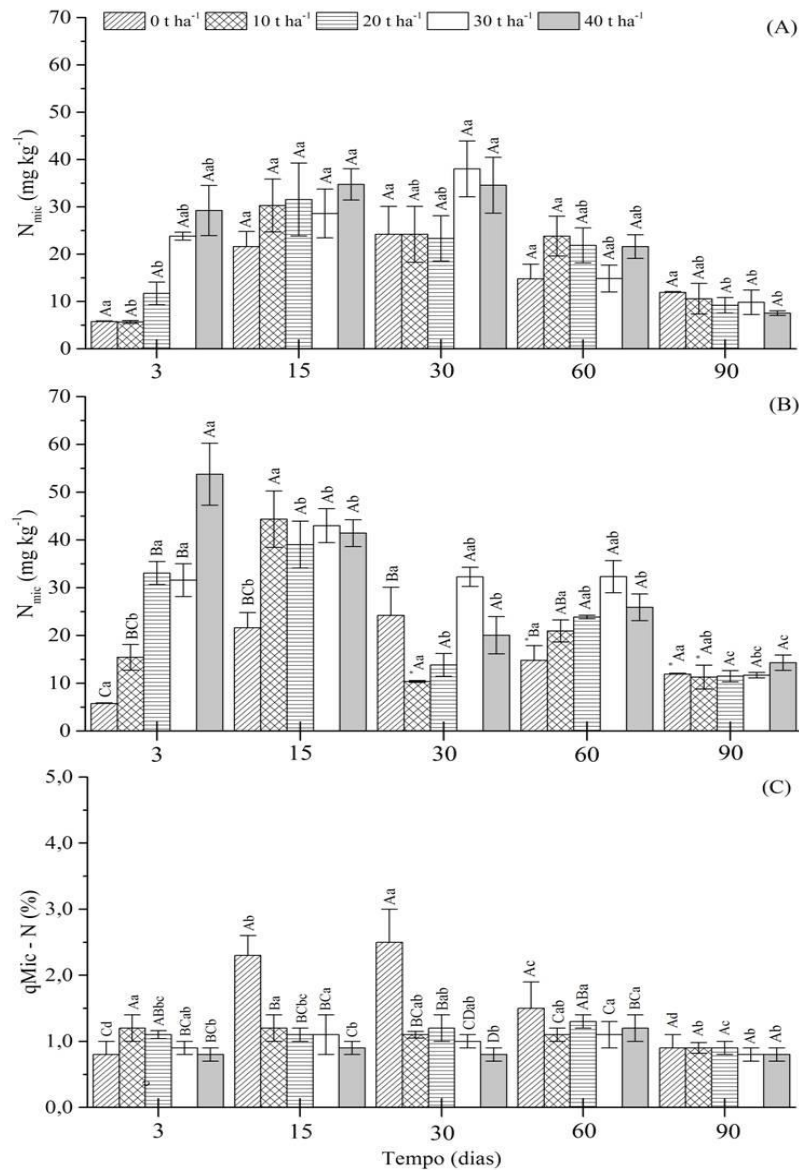


Figura 2. Nitrogênio da Biomassa Microbiana em solo tratado com doses de lodo de esgoto submetido a diferentes formas de estabilização ao longo do tempo. (A) Lodo estabilizado termicamente; (B) Lodo estabilizado quimicamente (C) Quociente microbiano do nitrogênio. As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo, as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos e * comparam as diferenças entre as formas de estabilização. As barras de erro indicam o desvio padrão

O quociente microbiano do N ($q_{\text{Mic}} - \text{N}$) não apresentou diferença significativa quanto as formas de estabilização e apresentou comportamento semelhante entre as doses aplicadas e não foi diferente entre as formas de estabilização ($p > 0,05$). De acordo com Mazzetto et al. (2016), em ambientes com elevado teor de N, o teor imobilizado pela biomassa microbiana seria inferior, uma vez que quantidades menores deste elemento seriam suficientes para satisfazer a atividade metabólica de micro-organismos e o processo de decomposição da matéria orgânica. As diferenças na quantidade e qualidade de lodo aplicada adicionando matéria orgânica associada com nutrientes específicos pode ter sido crucial para influenciar o desenvolvimento da biomassa microbiana do solo no presente estudo (BOECHAT et al., 2012).

O P microbiano do solo (P_{mic}) não apresentou diferença entre as formas de estabilização ($p > 0,05$) apesar do LEQ apresentar 25% mais P em sua composição do que o LET (Figura 3). Diferenças estatísticas entre as doses foram observadas apenas ao terceiro dia após aplicação. Esse aumento inicial coincide com o crescimento na comunidade microbiana que se dá inicialmente após a incorporação de material orgânico ao solo para sua decomposição. Posteriormente, com a redução da biomassa microbiana do solo, a quantidade deste elemento imobilizada pela comunidade microbiana seria inferior, uma vez que a população tende a decrescer e estas quantidades seriam suficientes para satisfazer a atividade metabólica desses micro-organismos (MORAIS et al., 2018).

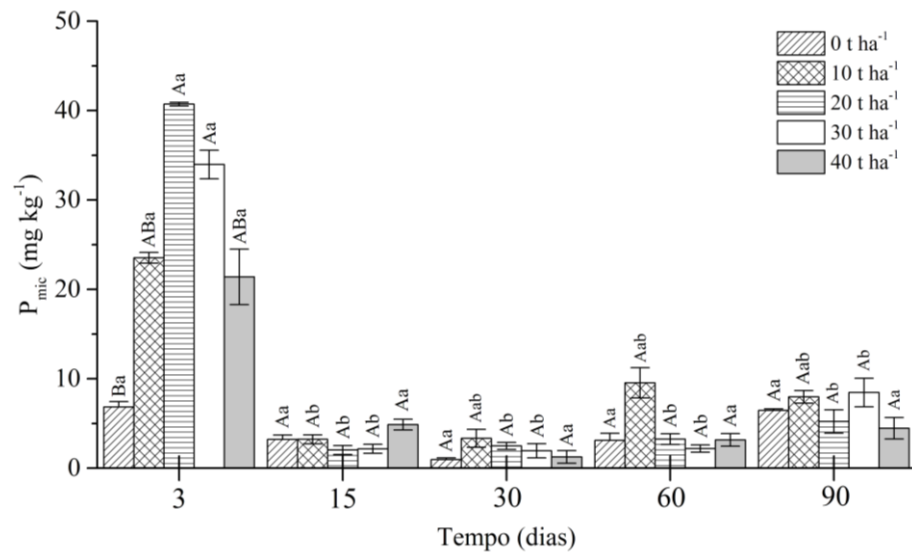


Figura 3. Fósforo da Biomassa Microbiana em solo tratado com lodo de esgoto em doses crescentes e submetido a diferentes formas de estabilização ao longo do tempo. As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão

Na respiração basal do solo não foi observada interação entre as diferentes formas de estabilização do lodo e a doses aplicadas. Diferenças significativas foram observadas apenas quando comparadas as doses dessas diferentes fontes ao longo do tempo ($p < 0,05$). Essa semelhança na respiração basal entre LET e LEQ se deve provavelmente a baixa relação C/N dos dois materiais, 17/1 e 19/1, respectivamente. Segundo Boechat et al. (2012), a atividade microbiana no solo é altamente sensível a relação C/N dos resíduos orgânicos adicionados ao mesmo. A aplicação de lodo de esgoto na dose de 30 t ha⁻¹ ao terceiro dia apresentou maior atividade respiratória dos micro-organismos (129,5 mg kg⁻¹), sendo essa 179% maior que o tratamento em que não houve aplicação de lodo (Figura 4). Boechat et al. (2012) mostraram que o aumento da resposta da atividade microbiana do solo foi associado com fontes de C prontamente disponíveis no solo. No decorrer do tempo, pode-se observar que ao décimo quinto dia após a aplicação do lodo, ocorreu uma redução da respiração para todas as doses aplicadas, estabilizando-se nos demais períodos observados. Esse incremento inicial na respiração basal do solo sugere uma maior atividade microbiana, que se deveu provavelmente ao efeito estimulante da decomposição do material orgânico mais lábil adicionada ao solo.

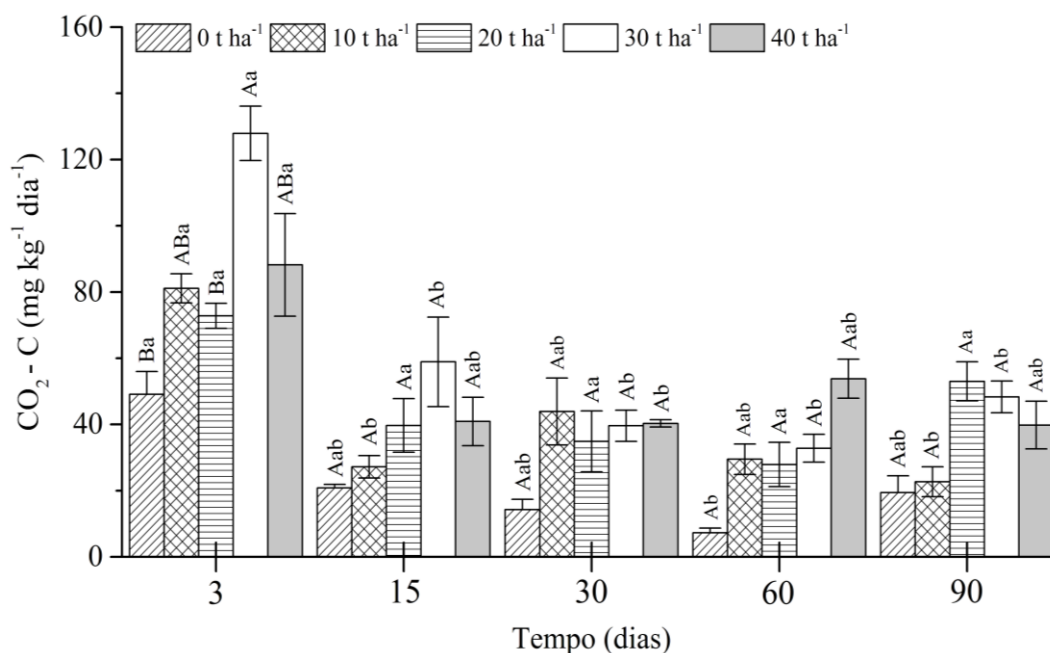


Figura 4. Respiração basal do solo em solo tratado com doses de lodo de esgoto submetido a diferentes formas de estabilização ao longo do tempo. As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão

O aumento no Cmic com a elevação da dose aplicada foi acompanhado pela elevação dos níveis de emissão de C-CO₂, confirmando que a aplicação de lodo ao solo influencia positivamente o crescimento da comunidade microbiana pelo fornecimento de C e N prontamente disponível (Figuras 1 e 2). Essa diferença na quantidade de material aplicado ao solo é crucial no desenvolvimento das comunidades (VIEIRA; CASTILHOS; CASTILHOS, 2011).

As diferentes doses de lodo de esgoto aplicadas ao solo não provocaram diferenças significativas no quociente metabólico ao longo do tempo de avaliação. Diferenças significativas foram observadas apenas comparando-se as diferentes formas de estabilização do lodo ao longo do tempo ($p < 0,05$) (Figura 5). Em um mesmo tempo também não houve diferenças entre as formas de estabilização. O quociente metabólico tendeu a diminuir com o passar do tempo quando aplicado LET, enquanto que a aplicação de LET reduziu até os 60 dias (0,25) e voltou a aumentar aos 90 dias (0,46). Esse aumento pode ter ocorrido devido a presença de material mais recalcitrante no lodo compostado que torna sua decomposição mais lenta (IOCOLI et al., 2019). Esse maior valor de qCO₂ indica uma grande demanda de energia da comunidade microbiana para a sua manutenção, com consequente diminuição do quociente microbiano (qMic-C), que representa a eficiência de

conversão do carbono orgânico em biomassa (BUENO et al., 2011). De acordo com Fernandes, Bettiol e Cerri (2005), altos valores de qCO_2 indicam estresse da comunidade microbiana ou perturbação funcional.

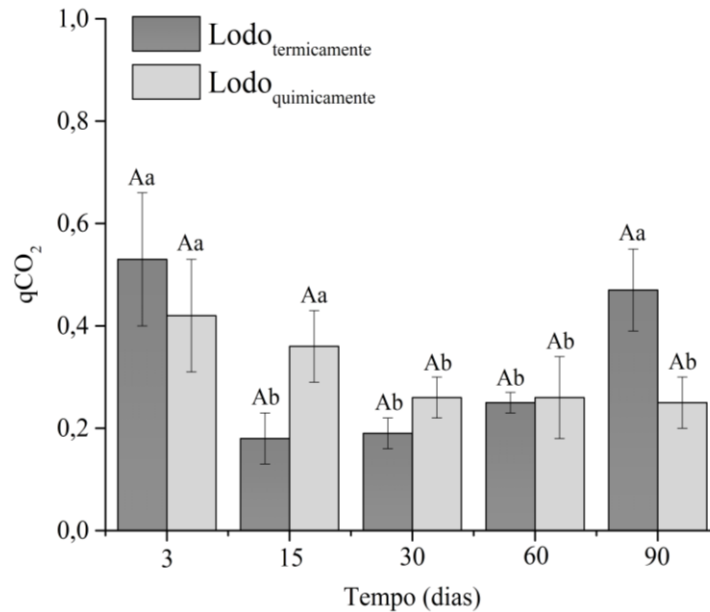


Figura 5. Quociente Metabólico (qCO_2) em solo tratado com lodo de esgoto em doses crescentes e submetido a diferentes formas de estabilização ao longo do tempo. As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam diferentes formas de estabilização em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma forma de estabilização em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão

De forma geral, os baixos valores de qCO_2 encontrados para LET e LEQ indicam que menos C foi perdido como CO_2 pela respiração microbiana. Estes dados atestam a ação eficiente da biomassa microbiana sobre o lodo de esgoto aplicado ao solo (MUNOZ et al., 2017).

Os teores de amônio e nitrato disponíveis no solo após aplicação das doses crescentes de lodo de esgoto nas duas diferentes formas de estabilização estão apresentados na Figura 6. Para ambas as formas de N disponíveis no solo foram observadas interações significativas entre o tempo e as doses de lodo ($p < 0,05$). As maiores concentrações de amônio foram encontradas três dias após a aplicação do lodo (896,2, 989,8, 806,8 e 884,2 $mg\ kg^{-1}$ nas doses de 10, 20, 30 e 40 $t\ ha^{-1}$, respectivamente) e, após quinze dias, estes teores foram até seis vezes menor do que os observados na avaliação inicial (Figura 6 A, B). Nos demais tempos avaliados não foram observadas diferenças

significativas quando comparados com a avaliação aos 15 dias. Os teores de nitrato disponíveis no solo também foram maiores após três dias da aplicação do lodo ao solo, sendo estes valores de 138,4, 198,8, 430,0, 583,2 e 620,4 mg kg⁻¹ para as doses de 0, 10, 20, 30 e 40 t ha⁻¹, respectivamente (Figura 6 C, D). Diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as doses também foram observadas aos 15 e 30 dias após a aplicação do lodo. Apesar de não serem diferentes estatisticamente, os teores de nitrato aos 60 e 90 dias após a aplicação do lodo foram maiores que o tratamento sem aplicação de lodo. Segundo Matos et al. (2017), a incorporação de material orgânico com baixa relação C/N ao solo resulta em uma intensa atividade microbiana para decompor esse material devido ao aumento na disponibilidade de N ao sistema solo.

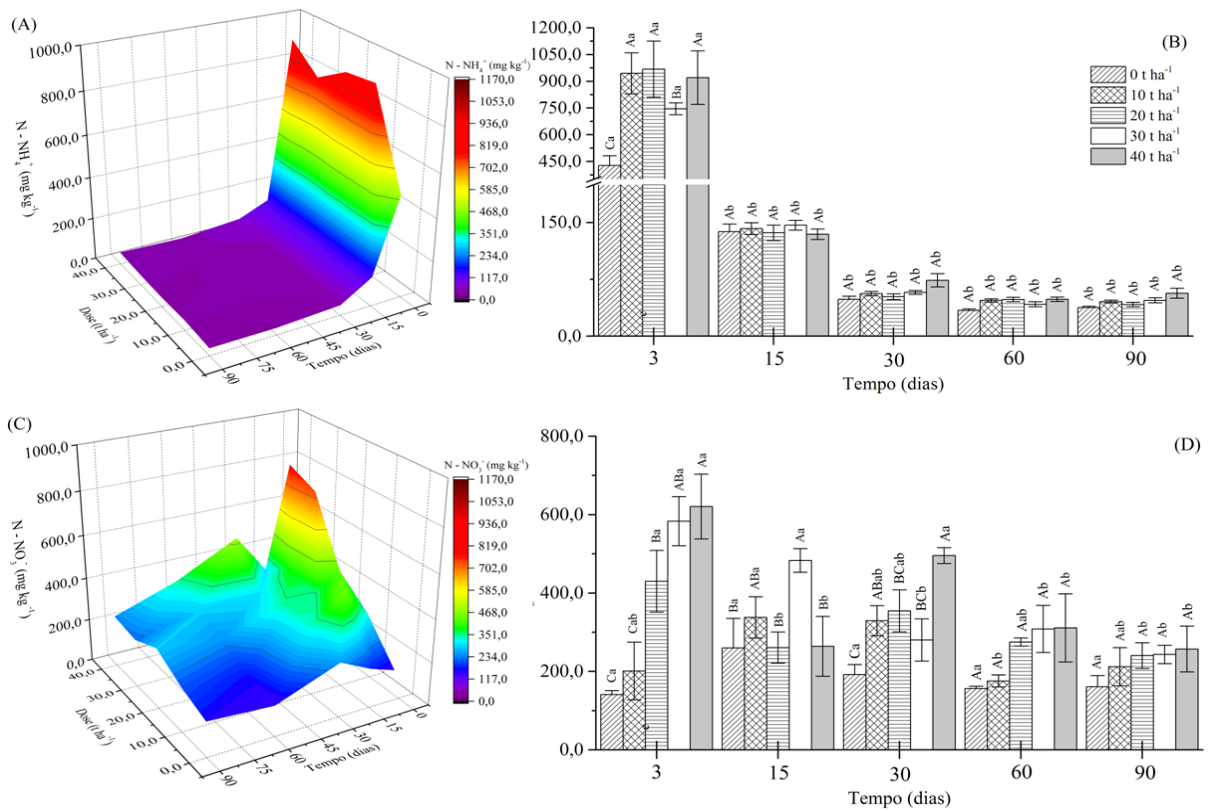


Figura 6. Amônio e Nitrato disponíveis em solo tratado com lodo de esgoto em doses crescentes e submetido a diferentes formas de estabilização ao longo do tempo. (A) distribuição espacial de amônio; (B) amônio disponível em solo; (C) distribuição espacial do nitrato e (D) nitrato disponível em solo. Médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. Letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão

Esses resultados atestam o papel dos micro-organismos do solo na ciclagem do N, em que na fase inicial, após a aplicação do resíduo orgânico de baixa relação C/N ao solo, ocorre incremento na biomassa e atividade microbiana promovendo aumento exponencial nos teores de amônio no solo. À medida que aumenta o teor de matéria orgânica, e esta é degradada pela microbiota do solo disponibilizando amônio, este vai sendo gradativamente convertido a nitrato pela ação dos micro-organismos nitrificadores. Dessa forma, pode-se observar que os teores de amônio e nitrato no solo foram suficientes para suprir as necessidades da cultura do milho implantada durante o experimento. No entanto, aos sessenta dias após o cultivo, fase em que a planta já atingiu seu estágio de maturação, os teores de nitrato ainda são elevados nas doses de 20, 30 e 40 t ha⁻¹, podendo então ser lixiviados, ocasionando possíveis problemas ambientais.

Os teores de P disponível no solo apresentaram interação entre o tempo após aplicação, as doses aplicadas e a forma de aplicação ($p < 0,05$). No solo tratado com LET, quando comparadas as doses aplicadas em um mesmo tempo, foi observado diferenças significativas nas doses 30 t ha⁻¹ (240,0 mg kg⁻¹) e 40 t ha⁻¹ (248,9 mg kg⁻¹) aos 30 e 3 dias após aplicação, respectivamente (Figura 7). Após 90 dias da aplicação do lodo de esgoto foram observadas reduções significativas de 53, 29, 61 e 61% para as doses de 0, 20, 30 e 40, respectivamente, quando comparados ao tempo inicial ($p < 0,05$). Esta redução também foi observada no solo tratado com LEQ aos 90 dias após aplicação ao solo, contudo os maiores teores foram encontrados aos 30 dias para as doses de 30 e 40 t ha⁻¹, sendo estes teores de 289,3 e 349,8 mg kg⁻¹, respectivamente.

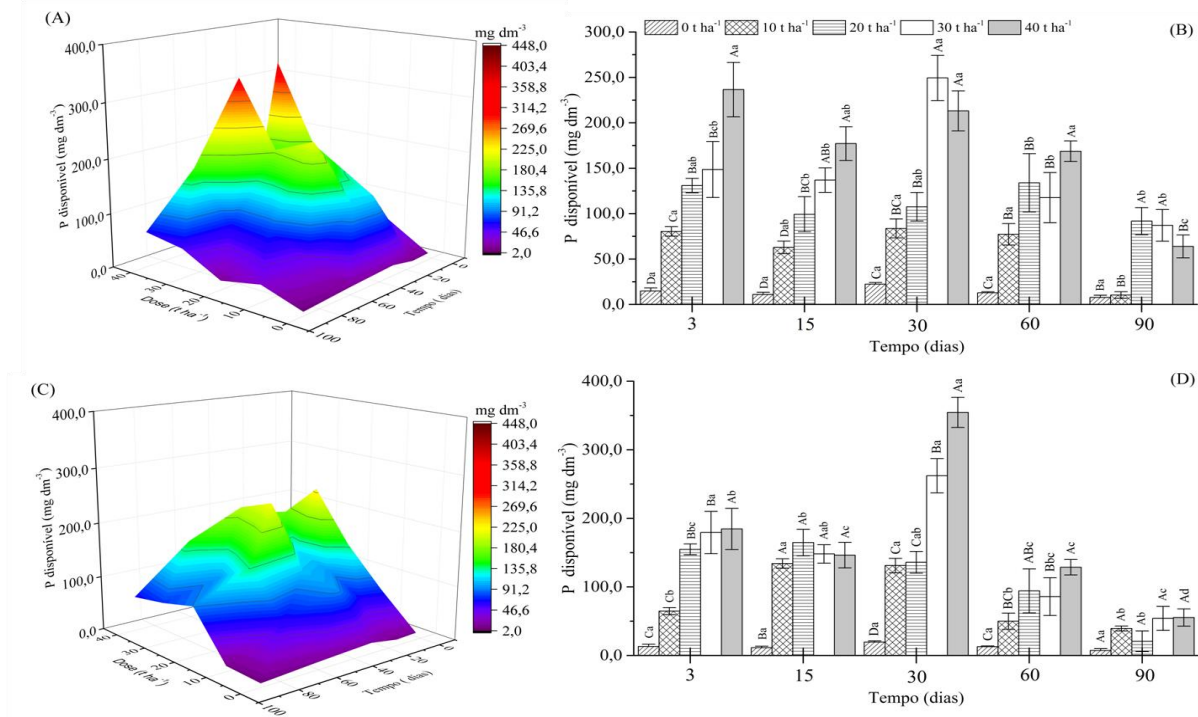


Figura 7. Fósforo disponível em solo tratado com lodo de esgoto em doses crescentes e submetido a diferentes formas de estabilização ao longo do tempo. (A) e (B) distribuição espacial de P disponível e P disponível em solo tratado com lodo estabilizado termicamente; (C) e (D) distribuição espacial de P disponível e P disponível em solo tratado com lodo estabilizado quimicamente. Médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. Letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão

Estas reduções podem ser devido à absorção do P pela cultura implantada e possivelmente por perdas no sistema solo, ou ainda por adsorção ao solo, tendo em vistas que estes teores no solo estão acima dos recomendados para o milho, que seria em torno de 30 mg kg^{-1} (CAVALCANTE, 2008). Segundo Novais et al. (2007), a adição de resíduos orgânicos ao solo pode reduzir a capacidade de adsorção de P, aumentando sua disponibilidade e causando sua maior mobilidade no perfil, ocasionando em contaminação dos corpos hídricos. Dessa forma precauções devem ser tomadas quanto a dose de lodo aplicada para evitar o excesso de P disponível no solo, podendo ocasionar um risco de contaminação ambiental, principalmente na aplicação de LET que disponibiliza muito P em todo o ciclo da cultura nas maiores doses avaliadas. Pode-se observar que a disponibilidade de P não tem relação com o Pmic que teve um pico inicial e com o passar do tempo foi reduzido. Essa disponibilização do fósforo pode estar sendo influenciada por micro-

organismos solubilizadores de fosfato que degradam compostos orgânicos como ácidos nucleicos liberando o fosfato ao solo (CHAKRABORT et al., 2011).

4.4 CONCLUSÕES

A presença de maior quantidade de C lábil no LEQ proporcionou maior incremento da biomassa e atividade microbiana, fazendo com que esse material seja degradado mais rapidamente e liberando os nutrientes ao solo.

O N da matéria orgânica decomposta é rapidamente convertido a nitrato pela ação da microbiota do solo, estando este sujeito a perdas no solo por lixiviação, sendo assim, recomenda-se a dose de lodo de 30 t ha⁻¹ para o suprimento das necessidades nutricionais do milho para este nutriente.

O LET proporcionou a disponibilização de altas concentrações de P durante todo o tempo avaliado, sendo recomendada a utilização de uma dose que vise disponibilizar apenas a quantidade deste nutriente requerido pela cultura com o intuito de evitar contaminações do ambiente. No presente estudo a dose de 10 t ha⁻¹ foi suficiente para suprir essa necessidade.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.42, p.2039-2043, 2010.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental condition, such as pH on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 23, n. 3, p. 393- 395, 1993.

AWASTHI, M. K.; WANG, Q.; AWASTHI, S. K.; WANG, M.; CHEN, H.; REN, C.; ZHAO, J.; ZHANG, Z. Influence of medical stone amendment on gaseous emissions, microbial biomass and abundance of ammonia oxidizing bacteria genes during biosolids composting. **Bioresource Technology**, New York, v.247, p.970–979, 2018.

BAI, Y.; ZANG, C.; GU, M.; SHAO, H.; GUAN, Y.; WANG, X.; ZHOU, X.; SHAN, Y.; FENG, K. Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.578, p.47-55, 2017.

BINI, D.; SANTOS, C. A.; BERNAL, L. P. T.; ANDRADE, G.; NOGUEIRA, M. A. Identifying indicators of C and N cycling in a clayey Utiisol Under different tillage and uses in winter. **Applied Soil ecology**, Netherlands, v.76, p.95-101, 2014.

BOECHAT, C. L.; SANTOS, J. A. G.; ACCIOLY, A. M. A.; BOMFIM, M. R.; SANTOS, A. C. Industrial and urban organic wastes increase soil microbial activity and biomass. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, p.1629-1636, 2012.

BRASIL. **Atlas Esgotos Despoluição De Bacias Hidrográficas**. Brasília, Distrito Federal, p.56, 2017.

BUENO, J. R.P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; MARIA, I. C. Chemical And Microbiological Attributes Of Na Oxisol Treated With Successive Applications Of Sewage Sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1461-1470, 2011.

CAVALCANTI, J.A. **Recomendações de adubação para o estado de Pernambuco**. Comissão estadual de fertilidade do solo. 2. ed. Recife, 2008.

CHAKRABORTY, A.; CHAKRABARTI, K.; CHAKRABORTY, A.; GHOSH, S. Effect of long-term fertilizers and manure application on microbial biomass and microbial activity of a tropical agricultural soil. **Biology and Fertility of Soils**, Germany, v.47, p.227–233, 2011.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Brasília, 2006. <http://www.fundagresorg.br/biossolido/images/downloads/res_conama37506>. 10 maio. 2017.

CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Effects of sewage sludge stabilization on organic-N mineralization in two soils. **Soil Use and Management**, Oxford, v.28, p.12 18, 2012.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Solos, Embrapa Informática Agropecuária. SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology, Netherlands**, v.30, p.65-77, 2005.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, Paraíba, v.11, n.5, p.459–465, 2007.

GONÇALVES, I. C. R.; ARAÚJO, A. S. F.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J. Soil microbial biomass after two years of the consecutive application of composted tannery sludge. **Acta Scientiarum**, Maringá, v.36, n.1, p.35-41, 2014.

- HU, J.; LIN, X.; WANG, J.; DAI, J.; CHEN, R.; ZHANG, J.; WONG, M. H. Microbial functional diversity, metabolic quotient, and invertase activity of a sandy loam soil as affected by long-term application of organic amendment and mineral fertilizer. **Journal Soils Sediments**, Bonn, v.11, p.271–280, 2011.
- IOCOLI, G.A.; ZABALOY, M. C.; PASDEVICELLI, G.; GÓMEZ, M. A. 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**, Amsterdam, v.647, p.11–19, 2019.
- KIRCHMANN, H.; BORJESSON, G.; KATTERER, Y.; COHEN, Y. From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: A soil science Outlook. **AMBIO A Journal of the Human Environment**, Oslo, v.46, p.143–154, 2017.
- MATOS, A. T.; DINIZ, I. C. C.; MATOS, M. P.; BORGES, A. C.; PEREIRA, A. A. Degradation rate of anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, Oxford, v.138, p.10-21, 2017.
- MAZZETTO, A. M.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Activity of soil microbial biomass altered by land use in the southwestern Amazon. **Bragantia**, Campinas, v.75, n.1, p.79-86, 2016.
- MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análises**, Viçosa, UFV, 2005.
- MOHAMED, B.; MOUNIA, K.; AZIZ, A.; AHMED, H.; RACHID, B.; LOTFI, A. Sewage sludge used as organic manure in Moroccan sunflower culture: Effects on certain soil properties, growth and yield components. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.627, p.681–688, 2018.
- MORAIS, M.C.H.S.; MEDEIROS, E.V.; ANDRADE, D.S.; LIMA, L. D.; SANTOS, I. C. S.; MARTINS FILHO, A. P. Microbial biomass and enzymatic activities in sandy soil cultivated with lettuce inoculated with plant growth promoters. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.31, n.4, p.860–870, 2018.
- MUNOZ, B. G.; LARSEN, J. D.; BEKIARIS, G. SCHEUTZ, C.; BRUUN, S. ; NIE LSEN, S.; JENSEN, L.S. Nitrogen mineralisation and greenhouse gas emission from the soil application of sludge from reed bed mineralisation systems. **Journal of Environmental Management**, Oxford, v.203, p.59-67, 2017.
- NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; CRUZ, S. F.; ZUBA JUNIO, G. R.; BARBOSA, C. F.; FERNANDES, L. A. Metais pesados em girassol adubado com lodo de esgoto submetido a diferentes processos de estabilização. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.18, n.7, p.694–699, 2014.
- NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. 1ª edição, p. 645, Viçosa, 2007.

NOVILLO, J. I.; GAVILANES-TERÁNA, I.; BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. **Process Safety and Environmental Protection**, Basingstoke, v.116, p.388–395, 2018.

OTERO, V. G. F.; ROVIRA, P.S.; HERNÁNDEZ, D.; LÓPEZ-DE-SÁ, E. G.; PLAZA, C. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. **Biology and Fertility of Soils**, Florença, v.48, p.205–216, 2012.

PAULA, J. R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, C. A. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo em campo. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, v.37, p.1729-1741, 2013.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, 174p. 1995.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise do solo**. 3 ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2017. 573 p.

USEPA, 1989. Risk assessment guidance for Superfund, vol. I: **Human Health Evaluation Manual**. Office of Solid Waste and Emergency Response. Disponível em: <EPA/540/189/002>.

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

VIEIRA, R. F.; PAZIANOTTO, R. A. A. Microbial activities in soil cultivated with corn and amended with sewage sludge. **Springer Plus**, Switzerland, v. 5, p.18-44, 2016.

YANG, L.; YANG, Y.; FENG, Z.; ZHENG, Y. Effect of maize sowing area changes on agricultural water consumption from 2000 to 2010 in the West Liaohe Plain, China. **Journal of Integrative Agriculture**, Amsterdam, v.15, n.6, p. 1407–1416, 2016.

5 ATIVIDADE E ABUNDÂNCIA DE MICRO-ORGANISMOS EM SOLO CULTIVADO COM MILHO E TRATADO COM LODO DE ESGOTO SUBMETIDO A DIFERENTES PROCESSOS DE ESTABILIZAÇÃO

RESUMO

A microbiota tem sido cada vez mais reconhecida como componente integrador da qualidade do solo. Por ser extremamente sensível a mudanças no solo, a microbiota se torna um dos importantes indicadores dessa qualidade. A aplicação de lodo de esgoto pode tanto estimular a atividade microbiana do solo, devido ao aumento de C e nutrientes disponíveis, como inibi-la, em razão da presença de metais pesados e outros poluentes. Dessa forma, o presente trabalho teve por objetivo avaliar as mudanças nas comunidades microbianas do solo ocasionadas pela adição de doses crescentes de lodo de esgoto submetido a diferentes formas de estabilização. Foram avaliadas duas diferentes formas de estabilização, uma química (LEQ), pela adição de óxido de cálcio ao lodo, e uma térmica (LET), pela realização de compostagem. O experimento foi instalado em campo, na Granja Santa Maria, no município de Moreno-PE, com delineamento experimental de blocos casualizados, onde foram aplicadas as doses de 0, 10, 20, 30 e 40 t ha⁻¹ de cada forma de estabilização do lodo. Amostras de solo foram coletadas na camada de 0-20 cm aos 90 dias após o plantio do milho para avaliação das atividades microbiana e enzimática, além da abundância de micro-organismos no solo. Nos solos tratados com LEQ foram observadas as maiores liberações de C-CO₂, as quais foram 33, 35 e 42% maior que no solo tratado com as doses 20, 30 e 40 t ha⁻¹ de LET. Apesar da aplicação de LEQ proporcionar um menor incremento no carbono microbiano (Cmic) nas maiores doses aplicadas, foram observadas para essas doses os maiores teores de liberação de C-CO₂, indicando que este tipo de estabilização influenciou negativamente o crescimento de comunidades microbianas. A aplicação de lodos submetidos a duas formas de estabilização provocou um incremento na atividade da desidrogenase e da β-glucosidase, enquanto que a atividade da urease foi reduzida pela aplicação deste resíduo. A aplicação de LEQ foi a que promoveu maior abundância de bactérias e fungos totais enquanto que a abundâncias de genes funcionais foi favorecida pela aplicação de LET. Dessa forma pode-se afirmar que a forma de estabilização pode influenciar a qualidade de lodo e a dose de lodo aplicada ao solo estimulou seletivamente a atividade de diferentes grupos de micro-organismos.

Palavras chave: Atividade microbiana. Atividade Enzimática. Abundância Microbiana.

**ACTIVITY AND ABUNDANCE OF MICRO-ORGANISMS IN SOIL CULTIVATED
WITH MAIZE AND TREATED WITH SEWAGE SLUDGE SUBMITTED TO
DIFFERENT STABILIZATION PROCESSES**

ABSTRACT

The microbiota has been increasingly recognized as an integrating component of soil quality. Because it is extremely sensitive to changes, the microbiota becomes an important indicator of this quality. The application of sewage sludge can either stimulate the microbial activity of the soil, due to the increase in C and available nutrients, or inhibit it, due to the presence of heavy metals and other pollutants. Thus, the present work aimed to evaluate the changes in soil microbial communities caused by the addition of increasing doses of sewage sludge submitted to different forms of stabilization. Two different forms of stabilization were evaluated, a chemical (LEQ), by adding calcium oxide to the sludge, and a thermal (LET), by performing composting. The experiment was installed in the field, at Granja Santa Maria, in the municipality of Moreno-PE, with a randomized block design, where doses of 0, 10, 20, 30 and 40 t ha⁻¹ of each form of stabilization were applied of the sludge. Soil samples were collected in the 0-20 cm layer at the end of corn cultivation to evaluate microbial and enzymatic activities, in addition to the abundance of microorganisms in the soil. In the soil treated with LEQ, the greatest releases of CO₂ were observed, which were 33, 35 and 42% higher than in the soil treated with doses 20, 30 and 40 t ha⁻¹ of LET. Although the application of LEQ provides a smaller increase in microbial carbon (C_{mic}) in the highest applied doses, the highest levels of CO₂ release were observed for these doses, indicating that this type of stabilization negatively influenced the growth of microbial communities. The application of sludge subjected to two forms of stabilization caused an increase in the activity of β -glucosidase dehydrogenase, while the activity of urease was reduced by the application of this residue. The application of LEQ promoted the greatest abundance of bacteria and total fungi, while the abundance of functional genes was favored by the application of LET. Thus, it can be said that the form of stabilization can influence the quality of sludge and the dose of sludge applied to the soil will selectively stimulate the activity of different groups of microorganisms.

Keywords: Microbial activity. Enzymatic activity. Microbial Abundance.

5.1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o aumento das atividades industriais têm como consequência a geração de resíduos (CAMARGO et al., 2016). O lodo de esgoto é um resíduo insolúvel proveniente do processo de tratamento do esgoto (BAI et al., 2017). Anualmente são geradas milhões de toneladas desse resíduo, principalmente em países industrializados ou em desenvolvimento (RIGBY et al., 2016). Só no Brasil, estima-se que diariamente sejam produzidas cerca de quatro mil toneladas de lodo de esgoto (BRASIL, 2017). Este resíduo tem como principal destino final os aterros sanitários, prática que apresenta elevado custo e potencial de contaminação ambiental (BAI et al., 2017).

A disposição do lodo de esgoto em áreas agrícolas tem sido apontada como a forma mais econômica e ambientalmente viável, já que este resíduo geralmente apresenta elevada carga de nutrientes, principalmente nitrogênio e fosforo, diminuindo assim, os custos com fertilizantes minerais (MATOS et al., 2017; FRANCO et al., 2010). Além de apresentar alta carga de nutrientes, por apresentar elevados teores de matéria orgânica, este resíduo funciona ainda como condicionante de propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (LIU et al., 2017; NOGUEIRA et al., 2013). Contudo, precauções devem ser adotadas quanto ao seu uso, pois dependendo do tipo e da quantidade deste resíduo adicionado ao solo, quantidades consideráveis de N, P e metais pesados podem ser disponibilizadas causando um risco real de contaminação do ambiente (MORETTI; BERTONCINE; ABREU JUNIOR, 2015; COLLIN; DOELSCH, 2010). Além destes contaminantes, o lodo de esgoto pode apresentar ainda compostos orgânicos sintéticos e organismos patogênicos (MATOS et al., 2017; NASCIMENTO et al., 2014).

Com o objetivo de controlar sua aplicação na agricultura e evitar possíveis danos ao ecossistema, o Conselho Nacional do Meio Ambiente, por meio da instrução normativa de número 375 do ano de 2006, estabeleceu critérios e procedimentos para o uso, em áreas agrícolas, de lodo gerado em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e seus produtos derivados (CONAMA, 2006). Nesta resolução estão previstos valores máximos permitidos de N e metais pesados e são descritos processos que visam a estabilização de agentes patogênicos. Nesta legislação estão previstas diversas formas de estabilizar os patógenos, como a estabilização térmica pela compostagem ou a estabilização química, pela adição de óxido de cálcio. No entanto, a qualidade do lodo de esgoto pode ser afetada pelo método de estabilização adotado e, ao ser adicionado ao

solo, esse lodo pode afetar de diferentes formas a microbiota ali existente, impactando na decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (NOVILLO et al., 2018; LLORET et al., 2016).

Os micro-organismos são extremamente importantes por estarem intimamente relacionados ao bom funcionamento do solo e serem fortemente influenciados por modificações no ambiente, incluindo o uso e manejo do solo (NAKATANI et al., 2011). As comunidades microbianas são o grupo mais diverso e dominante de organismos e desempenham um papel fundamental nas funções do ecossistema, incluindo a ciclagem biogeoquímica, sendo importantes bioindicadores da qualidade do solo (SHARMA et al., 2017). Dessa maneira, o componente biótico do solo tem sido alvo de estudos em áreas que utilizem o lodo como fertilizante, uma vez que a disposição agrícola de lodos pode acarretar mudanças nas características bióticas e abióticas do solo (MORAIS et al., 2018; NAKATANI et al., 2011; ANDERSON; DOMSCH, 2010; GOMES et al., 2010; CHARLTON et al., 2016, USMAN et al., 2012).

A microbiota tem sido cada vez mais reconhecida como componente integrador da qualidade do solo e, por ser extremamente sensível a mudanças, se torna um importante indicador dessa qualidade (XUE; HUANG, 2013). A aplicação de lodo de esgoto pode tanto estimular a atividade microbiana do solo, devido ao aumento de C e nutrientes disponíveis, como inibi-la, em razão da presença de metais pesados e outros poluentes (VIEIRA; CASTILHOS; CASTILHOS, 2011). Dessa forma, o presente trabalho teve por objetivo avaliar as mudanças nas comunidades microbianas do solo ocasionadas pela adição de doses crescentes de lodo de esgoto submetido a diferentes formas de estabilização.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área experimental e caracterização do solo e do lodo

O experimento foi conduzido na Granja Santa Maria, localizada no município de Moreno, PE (08°07'07" S e 35°05'32" W). O solo da área foi classificado com Argissolo amarelo (EMBRAPA, 2018). Foi feita uma amostragem na área na camada de 0-20 cm para caracterização química e física do solo seguindo metodologias propostas pela Teixeira et al. (2017) (Tabela 1).

O lodo aeróbico utilizado foi obtido da empresa AFC-Soluções ambientais, localizada no município do Cabo de Santo Agostinho-PE. A empresa coleta efluentes industriais provenientes

do complexo de Suape, no município de Ipojuca – PE e sanitário oriundo da Região Metropolitana do Recife. Esses efluentes são tratados física, química e biologicamente, gerando como resíduo o lodo de esgoto. Nesta empresa são gerados diariamente cerca de 10 toneladas de lodo, e tem-se buscado uma destinação o mais segura possível para este resíduo.

Tabela 1. Características químicas e físicas do solo utilizado para o experimento

pH	água (1:2,5)	4,85
Ca	cmol _c dm ⁻³	1,7
Mg	cmol _c dm ⁻³	0,5
K	cmol _c dm ⁻³	0,08
P	mg dm ⁻³	6,62
N – NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹	48,6
N – NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹	115,0
Na	cmol _c dm ⁻³	0,13
Al	cmol _c dm ⁻³	0,9
H + Al	cmol _c dm ⁻³	5,53
NT	g kg ⁻¹	0,73
COS	g kg ⁻¹	9,3
Fe	mg kg ⁻¹	6975,0
Cu	mgkg ⁻¹	2,18
Mn	mgkg ⁻¹	10,48
Zn	mgkg ⁻¹	7,02
Areia	g kg ⁻¹	420
Silte	g kg ⁻¹	345
Argila	g kg ⁻¹	235
Ds	g cm ⁻³	1,45

COS carbono orgânico do solo; NT nitrogênio total; Ds densidade do solo

A partir do lodo obtido foram feitos dois tratamentos para a estabilização de patógenos, um tratamento químico (LEQ) e um térmico (LET). O LEQ consistiu na aplicação de óxido de cálcio na proporção de 10%, sendo este incorporado ao lodo que permaneceu em repouso por duas horas. A proporção de CaO a ser utilizada para estabilização do solo foi definida com base em ensaio realizado em laboratório com doses de 0, 10, 20, 30, 40 e 50% e utilizada a menor proporção suficiente para elevar o pH do lodo a 12 por um período mínimo de 2h. O LET consistiu na produção de uma compostagem com uma mistura de lodo de esgoto e material de podas de árvores triturado como matéria fresca, sendo a mistura compostada em uma pilha aerada por um período de dois meses.

Foram coletadas amostras dessas duas fontes de estabilização e feita a caracterização segundo o recomendado pela resolução N° 375 do Conama (2006) (Tabela 2). O potencial agrônômico do lodo foi avaliado por meio da determinação do carbono orgânico; fósforo total; nitrogênio Kjeldahl; nitrogênio amoniacal; nitrogênio nitrato; pH em água (1:10); potássio total;

sódio total; cálcio total e magnésio total. Para determinação dos teores de metais pesados, as amostras de lodo foram secas ao ar, destorroadas, pulverizadas em almofariz de ágata, homogeneizadas e peneiradas em peneira de abertura de 0,3 mm (ABNT 50), de aço inoxidável para evitar contaminações. Os teores de As, Ba, Cd, Cu, Cr, Hg, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se e Zn no lodo foram determinados utilizando o método 3051A (USEPA, 1998), conforme descrito para as amostras de solo.

Tabela 2. Características químicas do lodo tratado com diferentes formas de estabilização

Características	Unidade	LET	LEQ
pH	água (1:2,5)	6,47	5,97
Ca	g kg ⁻¹	32,03	41,94
Mg	g kg ⁻¹	0,89	1,78
P	g kg ⁻¹	8,4	11,2
K	g kg ⁻¹	0,30	0,21
Na	g kg ⁻¹	0,35	0,27
N	g kg ⁻¹	19,11	25,61
COT	g kg ⁻¹	372,60	417,6
As	mg kg ⁻¹	0,98	nd
Ba	mg kg ⁻¹	421,60	218,00
Cd	mg kg ⁻¹	0,45	0,30
Co	mg kg ⁻¹	7,90	4,52
Cr	mg kg ⁻¹	45,40	53,68
Cu	mg kg ⁻¹	106,3	120,1
Fe	mg kg ⁻¹	6,83	3,19
Mn	mg kg ⁻¹	316,5	232,0
Mo	mg kg ⁻¹	7,50	7,45
Ni	mg kg ⁻¹	162,9	42,5
Pb	mg kg ⁻¹	61,85	28,85
Se	mg kg ⁻¹	0,80	nd
Zn	mg kg ⁻¹	2670,17	1439,75

5.2.2 Instalação do experimento

O experimento foi instalado em campo com delineamento experimental de blocos inteiramente casualizados, onde foram aplicadas as doses de 0, 10, 20, 30 e 40 t ha⁻¹ de lodo (base seca) de LEQ e LET com quatro repetições, perfazendo um total de 40 unidades experimentais. Cada parcela experimental tinha uma área de 20 m². O lodo nas duas formas de estabilização foi incorporado ao solo a uma profundidade aproximada de 20 cm. Cada parcela experimental foi semeada com a cultivar de milho São José, a um espaçamento de 1 x 0,2 m. Foi considerada como

área útil a área das três fileiras centrais, excluindo-se 0,5 m das bordas de cada fileira, sendo sua área equivalente a 9,6 m².

5.2.3 Coleta do Experimento

Foram coletadas amostras de solo na camada de 0-20 cm de profundidade ao final do cultivo do milho (90 dias após a aplicação do lodo ao solo) para avaliação de atividade enzimática, atividade respiratória, abundância e diversidade dos micro-organismos do solo. Em cada parcela experimental foram coletadas amostras nas fileiras e entre as fileiras, sendo coletadas 5 subamostras para formar uma composta. As amostras coletadas para análises biológicas foram mantidas sob refrigeração a 4 °C e para as análises enzimáticas e moleculares a -20 °C até a realização das mesmas.

5.2.4 Análises biológicas

O C (C_{mic}), N (N_{mic}) e P (P_{mic}) da biomassa microbiana do solo foram determinados pelo método da irradiação-extração, que tem por objetivo promover a lise celular e posterior quantificação por diferença entre amostras irradiadas e não irradiadas dos teores de C, N e P liberados. A respiração basal do solo (CO₂-C) foi estimada pela quantificação do C – CO₂ emitido de uma amostra de solo incubada por 7 dias (MENDONÇA; MATOS, 2017). O quociente metabólico do solo (qCO₂) foi obtido pela relação entre C_{mic} e CO₂-C (ANDERSON; DOMSCH, 1993). O quociente microbiano do C (q_{Mic} – C) e do N (q_{Mic} – N) foi calculado com base na relação entre o C_{mic} e o COT e N_{mic} e NT, respectivamente (BINI et al., 2014).

5.2.5 Atividade enzimática

As enzimas foram selecionadas com base em sua participação nos ciclos do C (β -glucosidase e desidrogenase), N (urease) e P (fosfatase ácida e alcalina). A atividade de β -glucosidase foi determinada com 25 mmol de L⁻¹ p-nitrofenil- β -D-glucopiranosídeo após 60 minutos de incubação e o p-nitrofenol liberado extraído com THAM-NaOH 0,1 mol L⁻¹ pH 12,0. A atividade da desidrogenase foi determinada por espectrofotometria (485nm) de trifetilformazan liberado de 5,0 g de solo após incubação por 24 horas a 37 °C com um substrato trifeniltetrazol 1%. A atividade da urease foi determinada pela titulação do NH₄⁺ liberado por destilação (Kjeldahl) do extrato obtido a partir de 1g de solo incubado por 2 h à 37°C com tampão THAM, uréia e

tolueno. As atividades de fosfatase ácida e alcalina foram medidas por espectrofotometria (400 nm) de p-nitrofenol liberado de 1,0 g de solo após incubação por 60 minutos a 37 °C com um substrato de fosfato de p-nitrofenil 0,025 mol L⁻¹, em 4mL de 0,17 mol L⁻¹ MUB, a pH 5 e 11, respectivamente (TABATABAI, 1994).

5.2.6 Análises Moleculares

5.2.6.1 Extração do DNA do solo

Para a extração do DNA metagenômico foi utilizado o kit DNeasy Power Soil (QIAGEN Laboratories, Carlsbad, CA, USA) a partir de 0,5 g de solo e seguindo as recomendações do fabricante. Uma alíquota de 4 µL do DNA, 1 µL do corante *Sybr® Green* (Life Technologies, CA, EUA) e 1 µL do tampão de carregamento *Load buffer* foi submetida à eletroforese em gel de agarose 1 % em tampão TAE 1x (Tris, Ácido acético, EDTA) com o objetivo de observar a integridade do DNA, sendo o gel submetido a um campo eletroforético de 100V por 30 minutos. A imagem do gel foi capturada sob luz ultravioleta em um transluminador UV E-BOX VX2. O DNA foi quantificado usando o fluorímetro Qubit (Life Technologies, CA, EUA).

5.2.6.2 Reação em Cadeia da Polimerase em tempo real (qPCR)

Análise de PCR quantitativo em tempo real (qPCR) foi realizada para quantificar a abundância de bactérias e fungos totais e genes funcionais relacionados a fixação biológica de N, nitrificação e mineralização de P utilizando os genes 16S rRNA, 18S rRNA, *nifH*, *amoA* (AOB) e *phoD*, respectivamente. Os *primers* utilizados e as condições das reações estão descritas na Tabela 3. Todas as amostras foram analisadas em duplicata e em todas as quantificações foram utilizados controles negativos para monitoramento de possíveis contaminações.

As amostras foram preparadas utilizando 5 µL do kit GoTaq® qPCR Master Mix (Promega, USA), 1 µL de cada *primer*, 2 µL de H₂O livre de nucleases e 1 µL de DNA. As reações foram realizadas no equipamento Rotor Gene 6000 (Corbett Life Science). As curvas padrões foram obtidas utilizando diluições seriadas (10⁻¹ a 10⁻⁵) de amostras de DNA metagenômico com concentrações conhecidas. Todas as reações de amplificação apresentaram valores de eficiência entre 98 e 100 %, e os valores de R² das curvas padrão foram sempre maiores que 0,98.

Tabela 03. *Primers* e condições de ciclagem para a quantificação em tempo real da abundância de genes alvo

Gene alvo	Primers	Sequência	Condições para ciclagem
16S rRNA (Bactéria total)	341f ¹	5' CCTACGGGAGGCAGCAG 3'	95°C 5 min, 1 ciclo; 95°C 10s, 60°C 10s, 72°C 30s, 40 ciclos
	518r ¹	5' ATTACCGCGGCTGCTGG 3'	
18S rRNA (Fungo total)	ITS1f ²	5' TCCGTAGGTGAACCTGCG G 3'	95°C 15 min, 1 ciclo; 95°C 1 min, 53°C 30s, 72°C 1 min, 40 ciclos
	5.8S ²	5' CGCTGCGTTCTTCATCG 3'	
<i>nifH</i> (Diazotróficos)	FGPH19 ³	5' TACGGCAARGGTGGNATHG 3'	95°C 5 min, 1 ciclo; 94°C 1 min, 57°C 45s, 72°C 1 min, 30 ciclos
	POLR ³	5' ATSGCCATCATYTCRCCGGA3'	
<i>amoA</i> (AOB) Bactérias Amônia Oxidante	CTO189fA/C	5'GGAGRAAAGCAGGGGATCG 3'	95°C 3 min, 1 ciclo; 95 °C 30s, 58°C 1 min, 68°C 45s, 35 ciclos
	TO189fB ⁴	5'GGAGGAAAGTAGGGGATCG 3'	
	CTO189fC ⁴		
<i>phoD</i> (Mineralização P)	ALPS-F730 ⁵	5'CAGTGGGACGACCACGAG GT 3'	94°C 4 min, 1 ciclo; 94°C 45s, 57 °C 30s, 72 °C 1 min, 40 ciclos
	ALPS-R1101 ⁵	5'GAGGCCGATCGGCATGTCTG 3'	

(1) Claesson et al. (2010); (2) Fierer et al. (2005); (3) Weisburg et al. (1991); (4) Tourna et al. (2008); (5) Sakurai et al. (2008).

5.2.6 Análises Estatísticas

Os dados foram testados quanto a sua distribuição normal utilizando o teste Shapiro-Wilk's ($p > 0,05$), e quando necessário foram feitas transformações logarítmicas e de raiz no conjunto de dados. Os dados foram avaliados por meio de ANOVA e as médias comparadas pelo teste de Tukey a um nível de significância de 5%. Os dados também foram submetidos a uma análise de componentes principais (PCA), para agrupar as variáveis químicas e microbiológicas correlacionadas. As variáveis com carga mais elevada do que 0.5 foram consideradas importantes contribuintes para definir cada componente principal. As análises estatísticas foram feitas utilizando o software Statistica (versão 10.0).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Biomassa e atividade microbiana do solo

Todos os parâmetros biológicos avaliados apresentaram interação significativa entre as doses e as formas de estabilização do lodo aplicadas ao solo ($p < 0,05$). A aplicação de lodo promoveu um aumento significativo no C_{mic} apenas nas doses 30 e 40 t ha⁻¹ no LET (247,2 e 323,1 mg kg⁻¹) e na dose de 40 t ha⁻¹ para o LEQ (257,1 mg kg⁻¹) (Figura 1A). Este aumento foi cerca de 104 e 62 % para o LET e LEQ, respectivamente, quando comparados com o tratamento em que não houve aplicação de lodo. O aumento nos teores de C_{mic} com a adição do lodo em ambas as formas de estabilização, provavelmente, ocorreu devido ao aumento do C orgânico no solo, provocado pela adição do lodo, funcionando como um agente estimulador da comunidade microbiana do solo (YANG et al., 2012).

A aplicação de LET promoveu uma redução no N_{mic} do solo, conforme foi aumentada a dose aplicada, sendo essa redução significativa para as doses de 30 e 40 t ha⁻¹ (39 e 50%, respectivamente) (Figura 1B). No solo em que foi aplicado LEQ, houve uma redução inicial do N_{mic} na dose de 10 t ha⁻¹ (25%), no entanto, com o incremento da dose aplicada, esse teor foi aumentando até chegar a 15,1 mg kg⁻¹ na dose de 40 t ha⁻¹. Quando comparadas as formas de estabilização, foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) nas doses de 10, 30 e 40 t ha⁻¹, sendo a maior diferença observada na maior dose (40 t ha⁻¹), em que o N_{mic} do solo tratado com LET foi 60% menor que o solo onde foi aplicado LEQ. O maior teor de N_{mic} no LEQ pode ter sido pela maior abundância de N na composição deste resíduo (Tabela 2), além da presença de maior quantidade de C lábio que facilita a degradação da MO (MATTANA et al., 2014). Essa diferente estimulação do N_{mic} pode ser resultado da relação C/N maior em LET que em LEQ, porque o conteúdo C e N geralmente estimula o desenvolvimento da comunidade microbiana do solo (BOECHAT, et al., 2012).

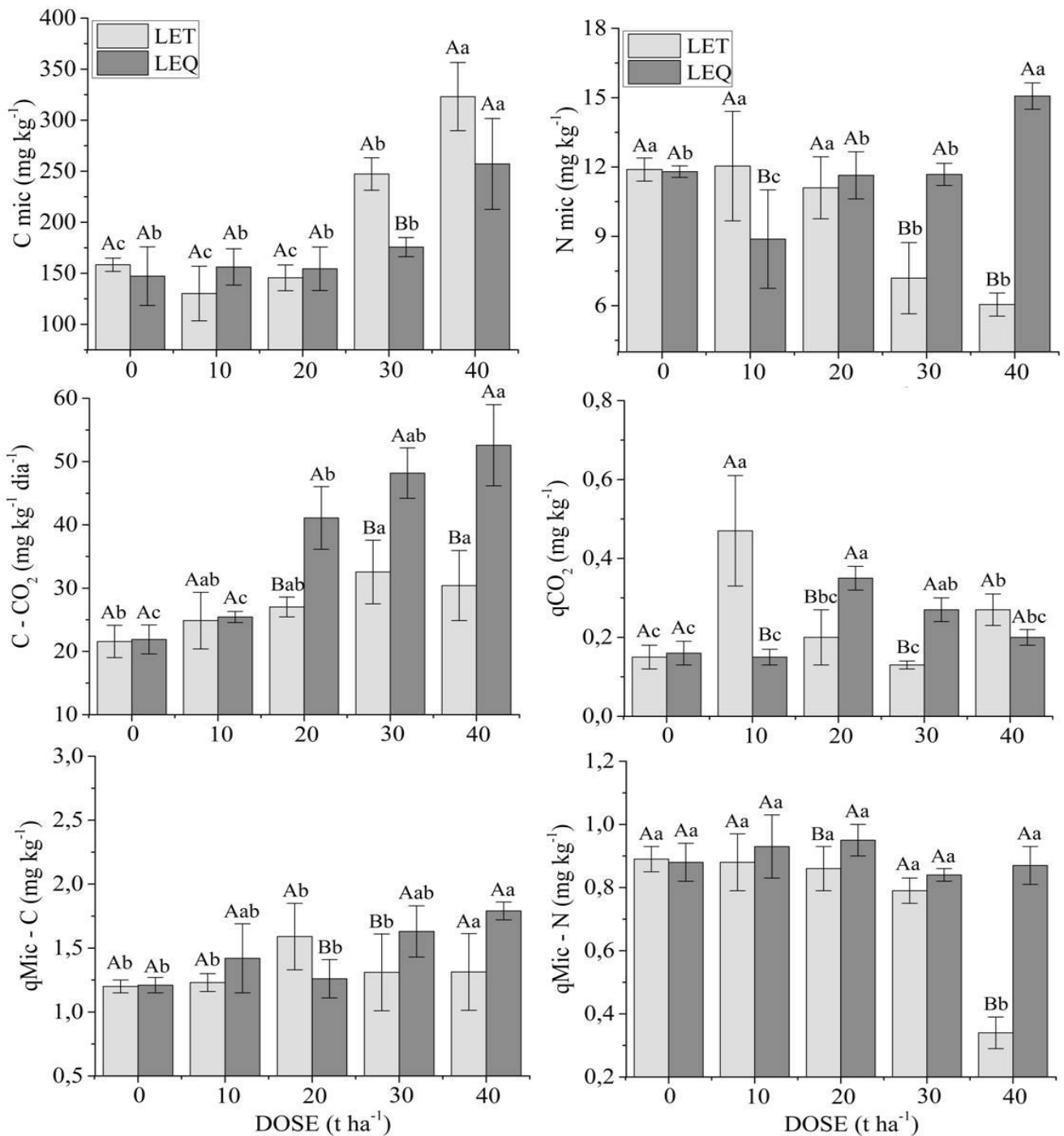


Figura 1. Indicadores biológicos em solo tratado com lodo de esgoto em doses crescentes e submetido a diferentes formas de estabilização. (A) Carbono da biomassa microbiana (Cmic); (B) Nitrogênio da biomassa microbiana (Nmic); (C) Respiração basal do solo (C-CO₂); (D) Quociente Metabólico (qCO₂); (E) Quociente microbiano do carbono (qMic - C); (F) Quociente microbiano do nitrogênio (qMic - N). As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam diferentes formas de estabilização em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma forma de estabilização em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão

Foi observado um incremento na respiração basal do solo conforme foi aumentada a dose de lodo aplicada em ambas as formas de estabilização, sendo os maiores valores de liberação de C-CO₂ encontrados onde foi aplicado LEQ nas doses de 20, 30 e 40 t ha⁻¹ (41,1, 48,2 e 52,6 mg kg⁻¹, respectivamente). Quando comparadas as formas de estabilização, também foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) nas três maiores doses entre o LET e LEQ, sendo que o LEQ foi 33, 35 e 42% maior para as doses de 20, 30 e 40 t ha⁻¹, respectivamente. Este aumento na atividade dos micro-organismos no solo foi impulsionado pelo incremento do material orgânico ao solo, que ocasionou em crescimento da comunidade microbiana presente no solo. Resultados semelhantes foram relatados por Passianoto et al. (2001) que verificaram um acréscimo na respiração basal do solo com o aumento das doses de lodo estabilizado por compostagem e por secagem térmica aplicadas ao solo. Vieira, Castilhos e Castilhos (2011) também relataram que, mesmo com a aplicação de dose mais elevada deste resíduo (34 t ha⁻¹), não houve nenhuma inibição do processo respiratório da microbiota do solo.

Estudos realizados por Boechat et al. (2012) demonstraram que o aumento da atividade microbiana do solo está relacionado com fontes de C prontamente disponíveis que neste trabalho deve ser maior no LEQ, tendo em vista a compostagem realizada no LET. De acordo com Mattana et al. (2014), quanto menor for a quantidade de matéria orgânica resistente no lodo maior será o aumento da atividade microbiana no solo. Isso foi justificado pela presença de material mais difícil de ser degradado pela microbiota do solo no LET, como resultado do processo de estabilização. Apesar da aplicação de LEQ proporcionar um menor incremento no C_{mic} nas maiores doses aplicadas, foram observadas para essas doses os maiores teores de liberação de CO₂, indicando que este tipo de estabilização influenciou negativamente o crescimento de comunidades microbianas nativas (BOECHAT et al., 2012).

O maior valor de quociente metabólico para LET foi obtido na aplicação da dose de 10 t ha⁻¹ (0,47), enquanto que para o LEQ quando aplicada a dose de 20 t ha⁻¹ (0,35). Estes resultados podem indicar uma maior demanda de energia da comunidade microbiana para a sua manutenção, com conseqüente diminuição do q_{Mic-C}, que representa a eficiência da conversão carbono orgânico em biomassa (BUENO et al., 2011). No entanto, o q_{CO₂} foi geralmente baixo, indicando que menos C foi perdido como CO₂ pela respiração e uma maior porção de C foi incorporada aos tecidos microbianos, além de uma eficiente atuação da microbiota do solo em degradar o lodo incorporado ao solo (VIEIRA et al., 2011). Diferenças significativas no q_{Mic-C} entre as doses

($p < 0,05$) foram observadas apenas quando aplicadas as doses de 40 t ha^{-1} em ambas as formas de estabilização (Figura 1E). Quando comparadas as formas de estabilização foram observadas diferenças entre LET e LEQ nas doses de 20, 30 e 40 t ha^{-1} . A aplicação de doses crescentes de LEQ ao solo não promoveu diferenças significativas no $q_{\text{Mic-N}}$ em nenhuma das doses avaliadas, diferentemente do que foi observado quando aplicadas as doses crescentes de LET, em que houve uma redução no $q_{\text{Mic-N}}$ com o aumento da dose, sendo o menor valor observado na dose de 40 t ha^{-1} .

5.3.2 Atividade enzimática do solo

A atividade das enzimas relacionadas ao ciclo do C foi aumentada conforme o aumento da dose aplicada de lodo ao solo nas diferentes formas de estabilização (Figura 2). O que pode ser explicado pela natureza destas enzimas, relacionada a degradação de compostos de C (PASSOS et al., 2008). Estas enzimas atuam degradando a matéria orgânica do solo, promovendo a mineralização de nutrientes por meio de reações hidrolíticas e oxidativas, e o seu potencial é regulado, entre outros fatores, por condições nutricionais no solo (MENDEZ et al., 2012).

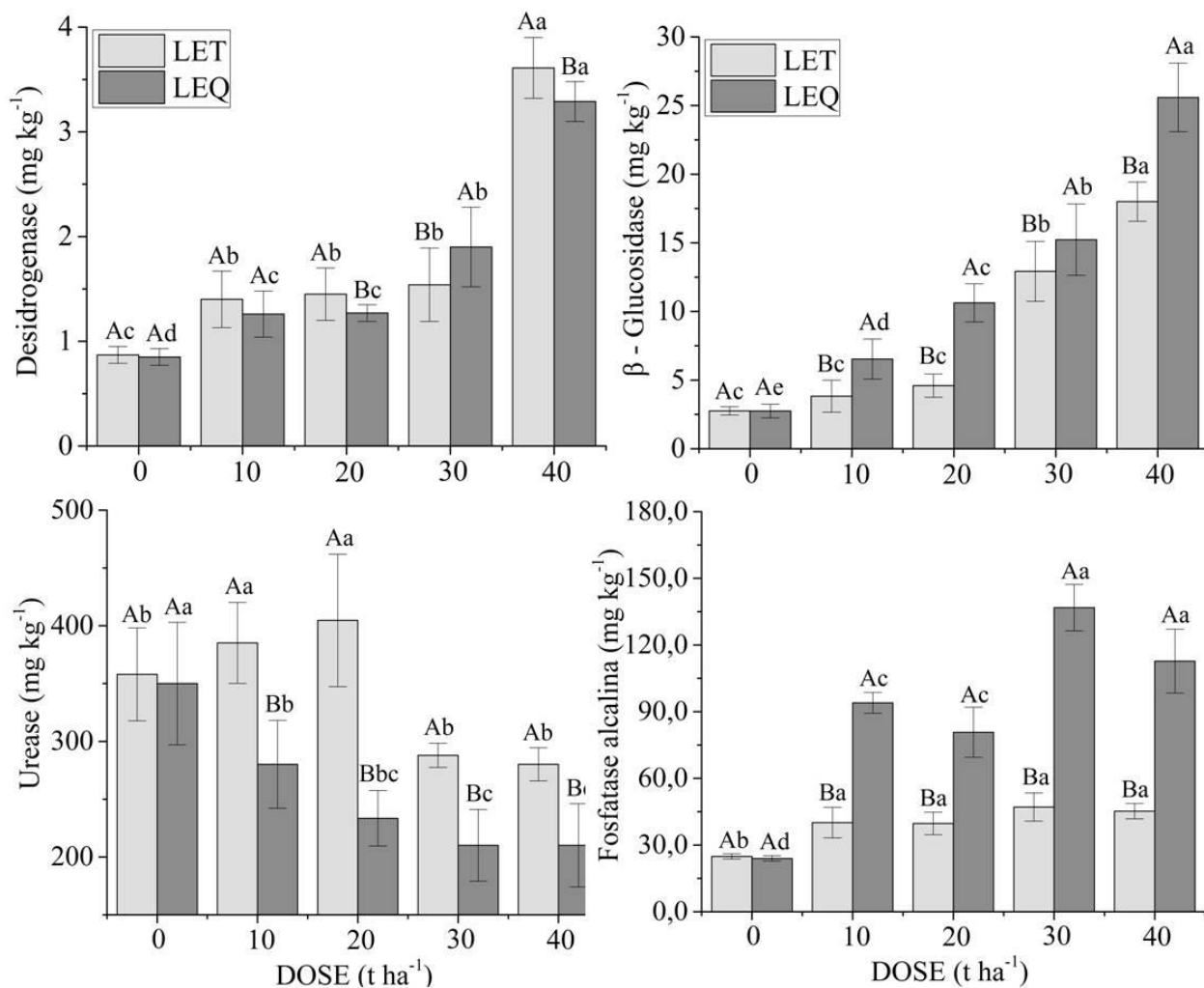


Figura 2. Atividade enzimática em solo tratado com lodo de esgoto em doses crescentes e submetido a diferentes formas de estabilização. As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam diferentes formas de estabilização em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma forma de estabilização em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão.

Os maiores teores de β -glucosidase foram encontrados quando aplicadas as doses de 40 t ha⁻¹ em ambas as formas de estabilização, sendo eles 18,0 e 24,6 mg kg⁻¹ para o LET e LEQ, respectivamente (Figura 2). Estes teores foram aproximadamente 7 e 10 vezes maiores que os tratamentos sem a aplicação de lodo. Quando comparadas as formas de estabilização, o LEQ foi o que promoveu o maior aumento da β -glucosidase em todas as doses aplicadas. Este aumento da atividade enzimática pode estar relacionado com o aumento no teor de matéria orgânica do solo promovido pela adição das doses crescentes do lodo (HU et al., 2011). Esse resultado pode estar

associado ao fato da maior parte do carbono presente no LET ser mais estável e não estar prontamente mineralizável. A β -glucosidase atua na etapa final do processo de decomposição da celulose, e é responsável pela hidrólise dos resíduos de celobiose formando o açúcar simples β -D-glucose (TABATABAI, 1994).

A desidrogenase apresentou um comportamento semelhante a β -glucosidase. Quando aplicadas as doses de 40 t ha^{-1} foram observados os maiores teores para LET ($3,29 \text{ mg kg}^{-1}$) e LEQ ($3,61 \text{ mg kg}^{-1}$). Quando comparadas as formas de estabilização pode-se observar que o solo em que foi aplicado LET foi o que apresentou os maiores teores para todas as doses aplicadas, exceto para a dose 30 t ha^{-1} , quando foi 24% menor que o LEQ (Figura 2). A atividade da desidrogenase no solo reflete a atividade oxidativa total da microbiota e funciona como um bom indicador da atividade microbiana, sendo estimulada pela adição de material orgânico ao solo (YANG et al, 2016). De acordo com Tabatai, 1994, a atividade da desidrogenase parece ser dependente da quantidade de matéria orgânica decomponível, estando intimamente relacionada à biomassa quando fontes externas de C são adicionadas ao solo.

As enzimas do solo são produzidas principalmente por micro-organismos do solo e as atividades enzimáticas estão intimamente relacionadas ao número, diversidade e biomassa microbiana do solo, conforme verificado no presente estudo em que o comportamento da C_{mic} - C seguiu um padrão semelhante à atividade da β -glucosidase e desidrogenase (MORAIS et al., 2018). O aumento na atividade dessas enzimas sugere que a utilização do lodo de esgoto nas duas formas de estabilização estudadas melhora a abundância e a atividade microbiana do solo aumentando a sua fertilidade pela degradação do material orgânico adicionado.

Para a atividade da fosfatase alcalina não foram observadas diferenças significativas entre as diferentes doses de LET aplicadas ao solo. No entanto, as doses diferiram do tratamento em que não houve aplicação de lodo, sendo os teores até duas vezes superiores (Figura 2). A atividade da fosfatase alcalina é altamente dependente do pH (MORAIS et al., 2018), o que pode ter provocado esse aumento quando aplicado LEQ. O aumento no pH do solo foi provocado devido a utilização de óxido de cálcio para estabilizar o lodo de esgoto atingindo valores de 7,2, 6,9 e 6,8 para as doses de 20, 30 e 40 t ha^{-1} , respectivamente, o que estimulou a produção dessa enzima. O incremento na atividade da fosfatase alcalina foi observado quando aplicada a dose de 30 t ha^{-1} de LEQ que promoveu um aumento 600 % em relação a testemunha. Esses resultados sugerem que o aumento no pH do solo ocasionado pela aplicação de doses de LEQ. Souza et al. (2009), em experimento

com soja em condições de campo, também verificaram que a atividade da fosfatase foi maior nos tratamentos com lodo de esgoto e atribuíram esse efeito à presença de substratos com fósforo orgânico, que induzem a síntese dessa enzima.

Não foram observadas diferenças significativas entre as doses de LEQ na atividade da urease, no entanto estas diferiram dos tratamentos em que não houve aplicação deste resíduo, sendo sua variação de até 41% (Figura 2). Ao serem aplicadas as doses de 10 e 20 t ha⁻¹ de LET foi observada a maior atividade dessa enzima (385,2 e 404,6 mg kg⁻¹, respectivamente). Porém, ao serem aplicadas doses mais elevadas (30 e 40 t ha⁻¹), a atividade da urease foi reduzida em 22% quando comparada com o tratamento em que não houve aplicação de lodo, e 31% comparada com as doses menores. Essa redução pode ter ocorrido pelo aumento do teor de N mineral no solo disponível, fazendo com que não houvesse a necessidade de gasto de energia pelos microorganismos na produção de urease para degradar o N orgânico na forma de NH₃⁺ e convertê-lo em NH₄⁻ (LIU et al., 2017). Esses dados corroboram os encontrados por Xue e Huang (2013), que observaram uma redução na atividade da urease na aplicação de doses crescentes de lodo compostado ao solo, sendo observado um aumento apenas nas doses superiores a 100 t ha⁻¹.

5.3.3 Abundância da comunidade microbiana do solo

A abundância de bactérias totais, gene 16S rRNA, foi significativamente maior ($p < 0,05$) quando aplicadas as doses de 20, 30 e 40 t ha⁻¹ de LET, sendo que o número de cópias obtidos para essas doses foi de 78, 86 e 50 % maior que o observado para o tratamento em que não houve aplicação do lodo, respectivamente (Tabela 3). A aplicação de LEQ promoveu um aumento no número de cópias deste gene em todas as doses quando comparadas com o controle, sendo esse aumento de até 434% na dose de 30 t ha⁻¹, contudo não foram observadas diferenças entre as doses aplicadas.

Tabela 3. Abundância dos genes ribossomais 16S rRNA (bactérias totais) e 18S rRNA (fungos totais) em solo cultivado com milho tratado com doses lodo de esgoto submetido a diferentes formas de estabilização

Dose (t ha ⁻¹)	LET	LEQ
	16S rRNA (número de cópias/g solo)	
0	1,70E+12 (±6,8E+11) Ba	1,60E+12 (±6,8E+11) Ba
10	1,78E+12 (±6,5E+11) Bb	7,44E+12 (±8,2E+11) Aa
20	3,03E+12 (±6,2E+11) Ab	9,19E+12 (±9,5E+11) Aa
30	3,17E+12 (±6,0E+11) Ab	8,55E+12 (±8,9E+11) Aa
40	2,56E+12 (±8,5E+11) ABb	8,11E+12 (±1,2E+12) Aa
18S rRNA (número de cópias/g solo)		
0	2,65E+7 (±6,8E+11) Ca	2,80E+7 (±6,8E+11) Aa
10	3,86E+7 (±6,5E+11) Ba	4,54E+6 (±6,5E+11) Cb
20	6,38E+7 (±6,2E+11) Aa	8,73E+6 (±6,2E+11) Bb
30	3,69E+7 (±6,0E+11) Ba	2,10E+7 (±6,0E+11) Ab
40	2,37E+7 (±8,5E+11) Ca	1,08E+7 (±8,5E+11) Ab

As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. Letras maiúsculas comparam os tratamentos na coluna; as letras minúsculas comparam os tratamentos na linha; LET: Lodo Estabilizado termicamente; LEQ: Lodo Estabilizado Quimicamente.

Quando comparadas as formas de estabilização, o LEQ foi o que promoveu uma maior abundância de bactérias totais em todas as doses aplicadas, sendo o número de cópias pelo menos duas vezes maior que o do LET. Esse aumento na abundância de bactérias totais pode ter se dado devido ao maior teor de nutrientes presentes em sua composição em relação ao LET (Tabela 2) o que pode ter estimulado o desenvolvimento dessa população. Outro fator que pode ter contribuído para esse crescimento é a presença de maior teor de C lábil no LEQ comparado ao LET que passou por um processo de compostagem e por isso apresenta material mais humificado conforme destacam Franco-Otero et al. (2012).

O maior número de cópias do gene 18S rRNA, fungos totais, foi obtido quando aplicada a dose de 20 t ha⁻¹ de LET (6,38E+7). Nesta forma de estabilização foi observado um incremento na abundância de 18S rRNA até aplicação da dose de 20 t ha⁻¹; contudo, a aplicação de doses maiores

(30 e 40 t ha⁻¹) provocou redução da população de fungos do solo (Tabela 3). Essa redução na abundância de fungos pelo incremento de LET pode ter sido causada pelo aumento no teor de metais pesados, principalmente Zn que esteve presente em altas concentrações nesse resíduo (Tabela 2). Diferentemente do observado para o LET, a aplicação de LEQ nas doses iniciais de 10 e 20 t ha⁻¹ promoveu a redução do número de cópias de 18S rRNA (84 e 68%, respectivamente). Conforme destacado anteriormente o LET apresenta menor teor de C lábil por ter sofrido processo de compostagem, dessa forma apresenta maior teor de material recalcitrante o que justificaria esse aumento na abundância de fungos totais, tendo em vista que estes atuam degradando principalmente o material de mais difícil decomposição enquanto que as bactérias seriam as principais responsáveis pela degradação de material mais lábil (MORAIS et al., 2018). A abundância das comunidades de fungos e bactérias em solos tratados com LET assemelham-se mais ao controle do que onde foi aplicado LEQ. Apesar de estudos realizados por Pascual et al. (2008) destacarem que a adição de lodo modifica a microbiota do solo, estudos posteriores destacam que essas mudanças são também determinadas pelo processo de estabilização que o lodo tenha sofrido (LLORET et al. 2016). Dessa forma, as alterações impostas pela forma de estabilização podem induzir diretamente a comunidade microbiana do solo por meio da adição de micro-organismos exógenos, ou indiretamente, por meio de alterações no ambiente do solo (LLORET et al., 2016). Segundo Mattana et al. (2014), a qualidade do lodo proveniente de diferentes formas de estabilização aplicado ao solo vai estimular seletivamente a atividade de diferentes grupos de micro-organismos.

Na Tabela 4 são apresentados os valores médios de abundância de genes funcionais. A abundância de diazotróficos (gene *nifH*) foi aumentada quando aplicadas as doses de 20 e 30 t ha⁻¹ de LET (78 e 80%, respectivamente) e foi observada uma redução na população desses micro-organismos quando a aplicação foi elevada para 40 t ha⁻¹. A aplicação de LEQ promoveu um aumento até quatro vezes maior na população de diazotróficos em relação ao tratamento em que não houve a aplicação de lodo, no entanto não foram observadas diferenças significativas entre as doses aplicadas ($p > 0,05$). A população de micro-organismos fixadores de N foi maior no LEQ do que no LET. Isso pode ser explicado, pelo fato de que ao serem adicionados resíduos orgânicos ao solo a ação dos micro-organismos se torna fundamental em processos de dissimilação desses compostos a aminoácidos, amônia ou nitrato, formas que são absorvidas pelas plantas (TSVETKOV et al., 2018). No entanto, a fixação biológica de nitrogênio é menos dispendiosa

energeticamente, do que a aquisição de nitrogênio a partir de moléculas orgânicas complexas (NORMAN; FRIESEN, 2017).

Tabela 4. Abundância dos genes funcionais *nifH* (diazotróficos), *amoA* (AOB – Bactéria amônio oxidante) e *phoD* (mineralização de P) em solo cultivado com milho tratado com doses lodo de esgoto submetido a diferentes formas de estabilização

Dose (t ha ⁻¹)	LET	LEQ
	<i>nifH</i> (diazotróficos) (número de cópias/g solo)	
0	1,58E+11 (±4,6E+10) Ba	1,60E+11 (±3,8E+10) Ba
10	1,44E+11 (±6,1E+10) Bb	5,57E+11 (±4,6E+10) Aa
20	2,82E+11 (±1,7E+10) Aa	3,33E+11 (±3,9E+10) Aa
30	2,85E+11 (±2,2E+10) Aa	3,16E+11 (±3,1E+10) Aa
40	1,86E+11 (±1,1E+10) ABb	6,42E+11 (±3,8E+10) Aa
<i>amoA</i> (AOB – Bactéria amônio oxidante) (número de cópias/g solo)		
0	4,49E+9 (±4,5E+8) Ba	4,35E+9 (±2,3E+8) Aa
10	4,26E+9 (±2,0E+8) Ba	2,32E+9 (±2,6E+8) Bb
20	5,96E+9 (±6,8E+8) Ba	4,00E+9 (±4,1E+8) Ab
30	9,44E+9 (±2,1E+9) Aa	5,47E+9 (±3,5E+8) Ab
40	6,87E+9 (±1,8E+9) Aa	3,54E+9 (±5,7E+8) ABb
<i>phoD</i> (mineralização de P)(número de cópias/g solo)		
0	3,43E+9 (±4,5E+8) Ba	3,45E+9 (±3,0E+8) Ca
10	5,53E+9 (±5,4E+8) Aba	5,79E+9 (±1,2E+8) Aa
20	6,86E+9 (±2,7E+8) Aa	4,70E+9 (±1,8E+8) Bb
30	7,36E+9 (±1,6E+9) Aa	4,16E+9 (±1,6E+8) Bb
40	5,45E+9 (±7,7E+8) Aba	2,00E+9 (±7,7E+8) Cb

As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. Letras maiúsculas comparam os tratamentos na coluna; as letras minúsculas comparam os tratamentos na linha; LET: Lodo Estabilizado termicamente; LEQ: Lodo Estabilizado Quimicamente.

O gene *amoA* está relacionado com a síntese da enzima de amônio mono-oxigenase (AMO) que oxida o amônio para nitrato (PEREIRA et al., 2019). A abundância de bactérias amônio oxidantes foi avaliada utilizando o gene *amoA*. A aplicação de LET influenciou a abundância dessas bactérias apenas quando aplicadas as doses de 30 e 40 t ha⁻¹, sendo o número de cópias obtido de 9,44E+9 e 6,87E+9, respectivamente (Tabela 4). A aplicação de 10 t ha⁻¹ de LEQ causou uma redução de 47 % na abundância de *amoA*, no entanto, não foram observadas diferenças significativas entre o tratamento em que não houve aplicação de lodo e as demais doses aplicadas desta forma de estabilização ($p>0,05$). Entre as formas de estabilização avaliadas, a aplicação de LET foi a que promoveu o maior incremento na população de bactérias amônio oxidantes em todas as doses avaliadas, sendo o maior aumento obtido para a aplicação de 40 t ha⁻¹ de LET (49 %). Conforme abordado anteriormente a aplicação de LEQ promoveu maiores redução na atividade de urease que converte NH₃ a NH₄⁻, dessa forma o solo em que foi aplicado LET teve maior produção de NH₄⁻, o que justificaria o aumento da abundancia de micro-organismos amônio-oxidantes no solo.

A aplicação de doses crescentes de LET promoveu um aumento significativo na abundância de mineralizadores de P, porém não foram observadas diferenças entre as doses aplicadas ($p > 0,05$). O maior número de cópias observado para o gene *phoD* com aplicação de LEQ foi obtido quando aplicada a dose de 10 t ha⁻¹ (5,79E+9 cópias), sendo essa abundância reduzida com o aumento da dose aplicada, de forma que a maior dose aplicada (40 t ha⁻¹) não produziu efeito significativo quando comparada a testemunha (Tabela 4). Essa redução pode ter se dado devida a elevação no pH do solo provocada pelo incremento da adição deste resíduo ao solo. Comparando-se as formas de estabilização, o LET foi o que provocou o maior aumento na população de mineralizadores de P em todas as doses aplicadas.

Embora tenha sido observado que houve um aumento no teor de fosfatase alcalina quando incrementada a dose de LEQ, a abundância de micro-organismos produtores de fosfatase foi reduzida, tendo em vista que os principais produtores dessas enzimas são os fungos que tiveram sua população reduzida com o aumento da dose desta forma de estabilização (NAHAS, 2002). Essa autora estudando a aplicação de diferentes resíduos ao solo associado a doses crescentes de carbonato de cálcio observou que a pH inferiores a 7 os principais produtores há predomínio de fosfatase ácida que é produzida principalmente pelos fungos, enquanto a valores de pH superiores a 7 a maior predomínio de fosfatase alcalina produzida principalmente por bactérias.

5.3.4 Análise de componentes principais

Para auxiliar na compreensão dos efeitos aplicação de doses crescentes de lodo submetido a diferentes formas de estabilização, realizou-se uma análise de componentes principais (ACP) dos atributos químicos e microbiológicos do solo. A partir da análise de componentes principais foram considerados somente as variáveis com autovalor superior a 1, pois indicam maior importância relativa de cada componente na explicação da variância associada ao conjunto de dados avaliados. Dessa forma, a variabilidade foi contida nas duas primeiras componentes, simbolizadas por CP1 e CP2 (Figura 3). Estas duas componentes explicam 48,3 % da variância total. As variáveis com carga mais elevada do que 0.5 foram consideradas importantes contribuintes para definir cada componente principal.

O primeiro componente (CP1), que respondeu por 26,9 % da variância apresentou correlação negativa com a atividade das enzimas desidrogenase e β -glucosidase, Ca, Fe, Mn, NH_4^+ , NO_3^- e pH. Sendo assim, pode-se inferir que a atividade dessas enzimas está relacionada com a disponibilidade de Ca, Fe, Mn e NH_4^+ e NO_3^- e variações no pH do solo e ainda que a atividade da urease é inversamente proporcional a essa disponibilidade.

O segundo componente (CP2), o qual respondeu 21,4 % da variação de dados, se correlacionou positivamente com os genes 16S rRNA, 18S rRNA, *amoB* e *phoD*, N, P Cu e Zn. Podendo-se inferir que a abundância de bactérias e fungos totais e dos genes funcionais *amoB* e *phoD* estão correlacionadas com a disponibilidade de N, P, Cu e Zn no solo. Não foram observadas correlações entre as variáveis biológicas do solo e a abundância de micro-organismos, como também para a atividade enzimática.

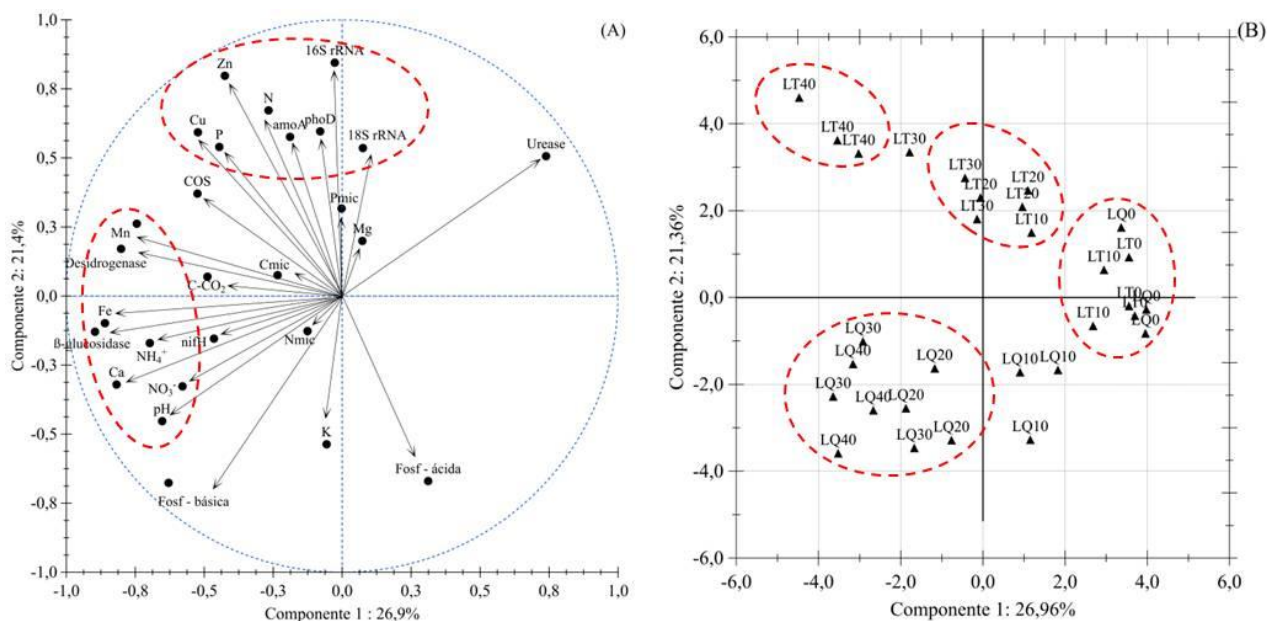


Figura 3. Análise de componentes principais com propriedades químicas e microbiológicas de solo tratado com doses crescentes de lodo de esgoto submetido a diferentes formas de estabilização. PC1 e PC2 explicam 26,9 e 21,4% da variação, respectivamente. As variáveis com carga mais elevada do que 0.5 foram consideradas importantes contribuintes para definir cada componente principal

A Figura 3B mostra a posição dos diferentes tratamentos no espaço ortogonal definido por PC1 e PC2. Pode ser observada uma clara separação entre as formas de estabilização e as doses de lodo aplicadas. O primeiro grupo foi formado pelas doses de 20, 30 e 40 t ha⁻¹ do LEQ, o qual se correlacionou com os dois componentes avaliados. Este agrupamento se deve ao maior teor de nutrientes encontrados para esses tratamentos, o que promoveu a elevada atividade das enzimas desidrogenase e β -glucosidase e maior abundância de bactérias e fungos totais. No entanto, os genes funcionais *amoB* e *phoD* e a atividade da urease foram mais afetados nesse grupo primeiro grupo, os quais podem ter sido inibidos pelo maior teor de nutrientes relacionados a atividade dessa enzima e abundância desses genes. O segundo grupo foi formado com os tratamentos em que não houve aplicação de lodo e a aplicação de 10 t ha⁻¹ de LET e foi relacionado ao PC1, por apresentar os menores valores das variáveis agrupadas nesse componente. O terceiro grupo foi formado com as doses intermediárias de LET (20 e 30 t ha⁻¹) e foi relacionado ao PC2. Neste grupo foram encontradas as maiores abundâncias em todos os genes avaliados, assim como os maiores teores dos nutrientes agrupados nesse componente para o solo tratado com LET. Por fim, o quarto grupo

foi formado com a dose de 40 t ha⁻¹ de LET, dose que promoveu um efeito deletério na abundância das comunidades microbianas do solo avaliadas.

5.4 CONCLUSÕES

A atividade microbiana do solo foi incrementada pela adição de lodo de esgoto ao solo, sendo a dose de 40 t ha⁻¹ de LEQ a que causou maior efeito sobre a comunidade microbiana do solo e sua atividade.

A atividade desidrogenase e β-glucosidase foi estimulada pelo incremento de C ao solo por LET e LEQ. A atividade da fosfatase alcalina foi regulada pela alteração no pH do solo promovido principalmente por LEQ. A atividade da urease teve influência negativa do incremento de doses de LEQ e LET.

A composição química de cada forma de estabilização regulou a abundancia das comunidades microbianas avaliadas. A dose de 40 t ha⁻¹ de ambas as formas de estabilização provocou uma redução na abundancia dos genes avaliados.

A formação de grupos separados pela dose ou pela forma de estabilização sugere que a forma de estabilização influencia a qualidade do lodo e a dose de lodo aplicada ao solo vai estimular seletivamente a atividade de diferentes grupos de micro-organismos. Dessa forma as doses intermediárias de 20 e 30 t ha⁻¹ de LEQ foram as que promoveram o maior estímulo ao desenvolvimento da microbiota do solo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.42, p.2039-2043, 2010.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental condition, such as pH on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 23, n. 3, p. 393- 395, 1993.

BAI, Y.; ZANG, C.; GU, M.; SHAO, H.; GUAN, Y.; WANG, X.; ZHOU, X.; SHAN, Y.; FENG, K. Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.578, p.47-55, 2017.

BINI, D.; SANTOS, C. A.; BERNAL, L. P. T.; ANDRADE, G.; NOGUEIRA, M. A. Identifying indicators of C and N cycling in a clayey Udisol Under different tillage and uses in winter. **Applied Soil ecology**, Amsterdam, v.76, p.95-101, 2014.

BOECHAT, C. L.; SANTOS, J. A. G.; ACCIOLY, A. M. A.; BOMFIM, M. R.; SANTOS, A. C. Industrial and urban organic wastes increase soil microbial activity and biomass. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, p.1629-1636, 2012.

BRASIL. **Atlas Esgotos Despoluição De Bacias Hidrográficas**. Brasília, Distrito Federal, p.56, 2017.

BUENO, J. R.P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; MARIA, I. C. Chemical And Microbiological Attributes Of Na Oxisol Treated With Successive Applications Of Sewage Sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1461-1470, 2011.

CAMARGO, F. P.; TONELLO, P. S.; SANTOS, A. C. A.; DUARTE, I. C. S. Removal of Toxic Metals from Sewage Sludge Through Chemical, Physical, and Biological Treatments - a Review. **Water Air Soil Pollut**, Notherlands, v. 227, p. 433, 2016.

CHARLTON, A.; SAKRABANI, R.; TYRREL, S.; CASADO, M. R.; MCGRATH, S. P.; CROOKS, B.; COOPER, P.; CAMPBELL, C. D. Long-term impact of sewage sludge application on soil microbial biomass: An evaluation using meta-analysis. **Environmental Pollution**, Barking, v. 219, p.1021-1035, 2016.

CLAESSON, M. J.; WANG, Q.; O'SULLIVAN, O.; GREENE-DINIZ, R.; COLE, J. R.; ROSS, R. P.; O'TOOLE, P. W. Comparison of two next-generation sequencing technologies for resolving highly complex microbiota composition using tandem variable 16S rRNA gene regions. **Nucleic Acids Research**, Oxford, v. 38, n. 22, p.200, 2010.

COLLIN, B.; DOELSCH, E. Impact of high natural soil borne heavy metal concentrations on the mobility and phytoavailability of these elements for sugarcane. **Geoderma**, Amsterdam, v.159 p.452–458, 2010.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Brasília, 2006. <http://www.fundagresorg.br/biossolido/images/downloads/res_conama37506>. 10 maio. 2017.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Solos, Embrapa Informática Agropecuária. SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

FIERER, N.; JACKSON, J. A.; VILGALYS, R.; JACKSON, R. B. Assessment of Soil Microbial Community Structure by Use of Taxon-Specific Quantitative PCR Assays. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 71, n. 7, p. 4117–4120, 2005.

FRANCO, A.; ABREU JUNIOR, C. H.; PERECIN, D.; OLIVEIRA, F. C.; GRANJA, A. C. R.; BRAGA, V. S. Sewage sludge as nitrogen and phosphorus source for cane-plant and first ration crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, p.553-561, 2010.

FRANCO-OTERO, V. G. F.; ROVIRA, P.S.; HERNÁNDEZ, D.; LÓPEZ-DE-SÁ, E. G.; PLAZA, C. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. **Biology and Fertility of Soils**, Florença, v.48, p.205–216, 2012.

GOMES, N. C. M.; LANDI, L.; SMALLAC, K.; NANNIPIERI, P.; BROOKES, P. C.; RENELLA, G. Effects of Cd and Zn enriched sewage sludge on soil bacterial nad fungal communities. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 73, p.1255–1263, 2010.

GONÇALVES, V. A.; MELO, C. A. D.; ASSIS, I. R. de; FERREIRA, L. R.; SARAIVA, D. T. Biomassa e atividade microbiana de solo sob diferentes sistemas de plantio e sucessões de culturas. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, Belém, v. 62, p. 1-8, 2019.

HU, J.; LIN, X.; WANG, J.; DAI, J.; CHEN, R.; ZHANG, J.; WONG, M. H. Microbial functional diversity, metabolic quotient, and invertase activity of a sandy loam soil as affected by long-term application of organic amendment and mineral fertilizer. **Journal Soils Sediments**, Bonn, v.11, p.271–280, 2011.

LIU, S.; MENG, J.; JIANG, L.; YANG, X. Rice husk biochar impacts soil phosphorous availability, phosphatase activities and bacterial community characteristics in three different soil types. **Applied Soil Ecology**, Firenze, v. 116, n.1, p. 12-22, 2017.

LLORET, L.; PASCUAL, J. A.; BRODIE, E. L.; BOUSKILL, N. J.; INSAM, H.; JUÁREZ, M. F.; GOBERNA, M. Sewage sludge addition modifies soil microbial communities and plant performance depending on the sludge stabilization process. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.101, p.37–46, 2016.

MATTANA, S.; PETROVICOVÁ, B.; LANDI, L.; GELSOMINO, A.; CORTÉS, P.; ORTIZ, O.; RENELLA, G. Sewage sludge processing determines its impact on soil microbial community structure and function. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 75, p. 150– 161, 2014.

MATOS, A. T.; DINIZ, I. C. C.; MATOS, M. P.; BORGES, A. C.; PEREIRA, A. A. Degradation rate of anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, Oxford, v.138, p.10-21, 2017.

MENDEZ, A.; GOMEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. **Chemosphere**, United Kingdom, v.89, p.1354–1359, 2012.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análises**, Viçosa, UFV, 2017.

MORAIS, M.C.H.S.; MEDEIROS, E.V.; ANDRADE, D.S.; LIMA, L. D.; SANTOS, I. C. S.; MARTINS FILHO, A. P. Microbial biomass and enzymatic activities in sandy soil cultivated with lettuce inoculated with plant growth promoters. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.31, n.4, p.860–870, 2018.

MORETTI, S. M.L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.72, n.5, p.432-439, 2015.

NAHAS, E. Microrganismos do solo produtores de fosfatases em diferentes sistemas agrícolas. **Bragantia**, v.61, n.3, Campinas, 2002.

NAKATANI, A. S.; MESCOLOTTI, D. L. C.; NOGUEIRA, M. A.; MARTINES, A. M.; MIYAUCHI, M. Y. H.; STÜRMER, S. L.; CARDOSO, E. J. B. N. Dosage dependent shift in the spore community of arbuscular mycorrhizal fungi following application of tannery sludge. **Mycorrhiza**, Germany, v.21, p.515–522, 2011.

NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; CRUZ, S. F.; ZUBA JUNIO, G. R.; BARBOSA, C. F.; FERNANDES, L. A. Metais pesados em girassol adubado com lodo de esgoto submetido a diferentes processos de estabilização. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.18, n.7, p.694–699, 2014.

NOGUEIRA, R. C.; MELO, W. J.; BERTONCINI, E. I.; ALLEONI, L. R. F. Concentrations of Cu, Fe, Mn, and Zn in tropical soils amended with sewage sludge and composted sewage sludge. **Environmental Monitoring and Assessment**, Netherlands, v.185, p.2929–2938, 2013.

NORMAN, J. S.; FRIESEN, M. L. Complex N acquisition by soil diazotrophs: how the ability to release exoenzymes affects N fixation by terrestrial free-living diazotrophs. **The ISME journal**, United Kingdom, v.11, n.2, p.315-326, 2017.

NOVILLO, J. I.; GAVILANES-TERÁNA, I.; BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. **Process Safety and Environmental Protection**, Basingstoke, v.116, p.388–395, 2018.

PASCUAL, J.A.; ROS, M.; GOBERNA, M.; KLAMMER, S.; INSAM, H. 16S rDNA analysis reveals low microbial diversity community level physiological profile assays. **Journal of Microbiological Methods**, Netherlands, v.72, p.221-226, 2008.

PASSIANOTO, C. C.; CASTILHOS, D.; CASTILHOS, R.; LIMA, A.; LIMA, C. Atividade e biomassa microbiana no solo com a aplicação de dois diferentes lodos de curtume. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.7, n. 2, p. 125-130, 2001.

- PASSOS, S. R.; REIS JUNIOR, F. B.; RUMJANEK, N. G.; MENDES, I. C.; BAPTISTA, M. J.; XAVIER, G. R. Atividade enzimática e perfil da comunidade bacteriana em solo submetido à solarização e biofumigação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.43, n.7, 2008.
- PEREIRA, A. P. A.; BIGATON, A. D. ; GUMIERE, T. ; GONÇALVES, J. L. M. ; ROBIN, A. ; BOIULLET, J. D. ; WANG, J. ; VERMA, J. P. ; SINGH, B. K. ; CARDOSO, E. J. B. N. Mixed Eucalyptus plantations induce changes in microbial communities and increase biological functions in the soil and litter layers. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 433, p. 332-342, 2019.
- RIGBY, H.; CLARKE, B.O.; PRITCHARD, D.L.; MEEHAN, B.; BESHAN, F.; SMITH, S.R. A critical review of nitrogen mineralisation in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. **Science Total Environmental**, Netherlands, v.541, p.1310–1338, 2016.
- SAKURAI, M.; WASAKI, J.; TOMIZAWA, Y.; SHINANO, T.; OSAKI, M. Analysis of bacterial communities on alkaline phosphatase genes in soil supplied with organic matter. **Soil Science and Plant Nutrition**, Malden, v. 54, p. 62-71, 2008.
- SANTOS, J.A.; NUNES, L.A.P.L.; MELO, W.J.; ARAÚJO, A.S.F. Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass of two different soils. **European Journal of Soil Biology**, Netherlands, v.47, p.146-151, 2011.
- SHARMA, B.; SARKAR, A.; SINGH, P.; SINGH, R. P. Agricultural utilization of biosolids: a review on potential effects on soil and plant grown. **Waste Management**, Oxford, v.64, p.117–132, 2017.
- SOUZA, C. A.; REIS JUNIOR, F. B.; MENDES, I. C.; LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Lodo de esgoto em atributos biológicos do solo e na nodulação e produção de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, vol.44, n.10, 2009.
- TABATABAI, M. A. Soil enzymes. In: Weaver, R.W. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Microbiological and Biochemical Properties*. **Soil Science Society of America**, Madison, v. 5, p. 778-833, 1994.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise do solo**. 3 ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2017. 573 p.
- TOURNA, M.; FREITAG, T. E.; NICOL, G. W.; PROSSER, J. I. Growth, activity and temperature responses of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in soil microcosms. **Environmental Microbiology**, Malden, v. 10, n. 5, p. 1357-1364, 2008.

TSVETKOV, I.; ATANASSOV, A.; VLAHOVA, M.; CARLIER, L.; CHRISTOV, N.; LEFORT, F.; RUSANOV, K.; BADJAKOV, I.; DINCHEVA, I.; TCHMITCHIAN, M.; RAKLEOVA, G.; GEORGIEVA, L.; TAMM, L.; IANTCHEVA, A.; HERFORTHRAHMÉ, J.; PAPLOMATAS, E.; ATANASSOV, I. Plant organic farming research—current status and opportunities for future development. **Biotechnology & Biotechnological Equipment**, United Kingdom, p.1-20, 2018.

USEPA, 1989. Risk assessment guidance for Superfund, vol. I: **human health evaluation manual**. Office of Solid Waste and Emergency Response. Disponível em: <EPA/540/189/002>.

USMAN, K.; KHAN, S.; GHULAM, S.; KHAN, M. U.; KHAN, N.; KHAN, M. A.; KH ALIL, S.K. Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and Its Environmental Implications. **American Journal of Plant Sciences**, Oxford, v.3, p.1708-1721, 2012.

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

XUE, D.; HUANG, X. The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties. **Chemosphere**, United Kingdom, v.93, p.583–589, 2013.

YANG, Y.; WANG, X.; SHI, J. & LI, J. The influence of the discharging sewage on microbial diversity in sludge from Dongting Lake. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, Netherlands, v.28, p.421– 430, 2012.

YANG, L.; YANG, Y.; FENG, Z.; ZHENG, Y. Effect of maize sowing area changes on agricultural water consumption from 2000 to 2010 in the West Liaohe Plain, China. **Journal of Integrative Agriculture**, Amsterdam, v.15, n.6, p. 1407–1416, 2016.

WEISBURG, W. G.; BARNS, S. M.; PELLETIER, D. A.; LANE, D. J. 16S ribosomal DNA amplification for phylogenetic study. **Journal of Bacteriology**, Washington, v. 173, n. 2, p. 697-703, 1991.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A forma com que o lodo é estabilizado e a dose aplicada vão estimular seletivamente a atividade de diferentes grupos de micro-organismos, afetar a microbiota do solo e como consequência a velocidade de degradação do material orgânico adicionado ao solo e a disponibilização de nutrientes para as plantas. Elevadas doses de material facilmente degradável podem acarretar em problemas de eutrofização pelo acúmulo de N e P disponíveis no solo facilitando os processos de perda. Devida a elevada carga de nutrientes e a velocidade de decomposição da matéria orgânica os teores residuais de alguns nutrientes ainda são elevados até o segundo ciclo do milho, no entanto, a demanda de alguns nutrientes devem ser supridas.