

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO EM LATOSSOLO
APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR DEZOITO
ANOS CONSECUTIVOS**

Denise de Lima Dias Delarica

Engenheira ambiental

2016

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO EM LATOSSOLO
APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR DEZOITO
ANOS CONSECUTIVOS**

Denise de Lima Dias Delarica

Orientador: Prof. Dr. Wanderley José de Melo

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do solo).

2016

Delarica, Denise de Lima Dias
D339 Carbono, nitrogênio e fósforo em latossolo após aplicação de lodo
c de esgoto por dezoito anos consecutivos / Denise de Lima Dias
Delarica. -- Jaboticabal, 2016
xii, 81 p. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2016
Orientador: Wanderley José de Melo
Banca examinadora: Wilson José Oliveira Souza, Mara Cristina
Pessôa da Cruz
Bibliografia

1. Nitrato. 2. Amônio. 3. Substâncias húmicas. I. Título. II.
Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.879.2:633.15

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Denise de Lima Dias Delarica nascida em Fernandópolis/SP, em 05 de dezembro de 1986, graduou-se em engenharia ambiental pela Fundação Educacional de Fernandópolis (FEF) em 2009. De 2010 a junho de 2012 atuou como analista de projetos ambientais. Participou do programa "Agentes Locais de Inovação - ALI" do CNPq e SEBRAE/SP realizando assessoria para viabilizar projetos de inovação em pequenas empresas, com diversas publicações para o Portal Saber do SEBRAE Nacional de dezembro de 2012 a fevereiro de 2015. Em março de 2013, iniciou o curso de especialização em engenharia de segurança do trabalho, pelas Faculdades Integradas de Araraquara, FIAR, concluindo em maio de 2015. Ingressou no Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Ciência do Solo), nível mestrado pela UNESP, Campus de Jaboticabal/SP em 2014, sendo orientada pelo Prof. Dr. Wanderley José de Melo.

"Há um tempo em que é preciso abandonar as roupas usadas, que já tem a forma do nosso corpo, e esquecer os nossos caminhos, que nos levam sempre aos mesmos lugares. É o tempo da travessia e, se não ousarmos fazê-la, teremos ficado, para sempre, à margem de nós mesmos".

Fernando Teixeira de Andrade

Dedico

Ao divino Espírito Santo por toda força e bênçãos, por sempre me amparar e conduzir.

A minha família Afonso Luiz, Maria Gorete, Luiz Afonso e Aldo, por todo amor e cuidado, sentimentos que são fonte de motivação e que me fizeram chegar até aqui.

Ofereço

Ao meu amor Leonardo, por toda sua dedicação, por fazer de meus sonhos, seus sonhos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar presente em todos os momentos da minha vida, transformando suas bênçãos em oportunidades.

À minha família, por todo carinho, educação, valores, apoio e por entenderem minha ausência em diversos momentos.

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, pela oportunidade e infra-estrutura necessária a realização desse trabalho.

À CAPES pela concessão de bolsa de estudos através do programa de pós-graduação em Agronomia (Ciência do solo).

Ao Prof. Dr. Wanderley José de Melo, por acreditar em mim, por me lembrar do quanto somos capazes, pelos ensinamentos, orientação, disponibilidade ao sanar dúvidas, e por sempre ter uma palavra terna na resolução dos problemas, minha gratidão eterna.

Aos membros da Comissão Examinadora do Exame Geral de Qualificação, Prof. Dr. Wanderley José de Melo, Prof^a Dr^a Marcela Midori Yada e Prof. Dr. Jairo Osvaldo Cazetta, pelas valiosas contribuições que refletiram na melhoria de meu artigo científico.

Ao Luciano gerente da SABESP de Franca pelo fornecimento do lodo de esgoto.

Aos técnicos do laboratório de biogeoquímica, Rodrigo e Caio pelo auxílio em diversos momentos durante a realização das análises laboratoriais.

Aos funcionários do Departamento de Tecnologia Andréia, Denise, Elizabeth e Renata pela contribuição em diversos momentos durante a realização deste curso de pós-graduação.

As queridas amigas Thaís, Roberta, Suelen, e Greysciléia, grandes parceiras que proporcionaram diversos momentos de alegria e de troca de conhecimento; o meu carinho e gratidão a cada uma de vocês.

Em especial, às amigas Letícia e Riviane (companheiras desde o início desta jornada) e aos amigos Antonio e Danilo; sem a força, troca de conhecimentos e a alegria que vocês transmitem este trabalho jamais seria realizado. A amizade de vocês é um presente em minha vida!

Às minhas irmãs de coração Ângela, Noelí, Natália, Rafaela e Naiara pela energia positiva, torcida e companheirismo ao longo desta vida.

Aos funcionários da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão, em especial ao Marcelo e João pela prestatividade na realização dos trabalhos de campo.

A todos os professores da FCAV pela oportunidade em ouvir seus ensinamentos, em especial a Profª Drª Mara Cristina Pessôa da Cruz, por permitir a realização de adaptação em sua disciplina, ato este que me proporcionou grande aprendizagem.

Aos colaboradores da seção técnica de pós-graduação, em especial a Branca por toda prestatividade durante a realização deste curso.

A todos que diretamente e indiretamente contribuíram para eu conseguisse realizar este trabalho...MUITO OBRIGADA!

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO EM LATOSSOLO APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR DEZOITO ANOS CONSECUTIVOS

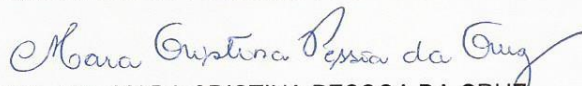
AUTORA: DENISE DE LIMA DIAS DELARICA

ORIENTADOR: WANDERLEY JOSÉ DE MELO

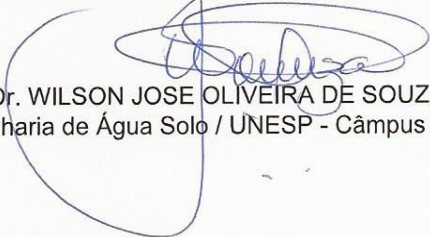
Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. WANDERLEY JOSÉ DE MELO
Departamento de Tecnologia / FCAV / UNESP - Jaboticabal



Profa. Dra. MARA CRISTINA PESSOA DA CRUZ
Departamento de Solos e Adubos / FCAV / UNESP - Jaboticabal



Prof. Dr. WILSON JOSE OLIVEIRA DE SOUZA
Engenharia de Água Solo / UNESP - Câmpus Registro/SP

Jaboticabal, 28 de julho de 2016.

SUMÁRIO

	Página
SUMÁRIO	vi
LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	x
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
CAPÍTULO 1- Considerações Gerais	1
1.1.Introdução	1
1.2.Lodo de esgoto: destinação final e uso na agricultura	2
1.3.Efeitos deletérios da aplicação do lodo de esgoto no solo	4
1.4.Matéria orgânica do solo	6
1.5. Substâncias não húmicas.....	8
1.6 Substâncias húmicas.....	8
1.7 Carbono.....	9
1.8 Carboidratos.....	10
1.9. Matéria orgânica em solos tratados com lodo de esgoto	11
1.10. Nitrogênio	13
1.11. Imobilização e mineralização do nitrogênio.....	15
1.12. Reciclagem do nitrogênio com uso do lodo de esgoto	16
1.13. Fósforo	18
1.14. Lodo de esgoto e fósforo no solo	19
1.15 Hipóteses e Objetivos.....	22
Referências	24
CAPÍTULO 2 - Frações de carbono em Latossolo Vermelho distrófico tratado com lodo de esgoto por dezoito anos consecutivos	35
Resumo	35
2.1.Introdução	36
2.2.Material e Métodos.....	37
2.2.1. Localização, cultura e índice pluviométrico do experimento	37
2.2.2. Tratamentos e delineamento experimental	38
2.2.3. Instalação e condução do experimento ano agrícola 2014/2015	38
2.2.4. Coleta e análises.....	41
2.2.5. Análise estatística dos dados	41
2.3. Resultados e Discussão	42
2.3.1. Carboidrato total e solúvel no LVd.....	42
2.3.2. Teor de carbono nas substâncias húmicas do LVd	44
2.4.Conclusão	47
Referências	47
CAPÍTULO 3 - Aplicação de lodo de esgoto por dezoito anos consecutivos: influência nos teores de nitrogênio e fósforo no solo e em plantas milho	51
Resumo	51
3.1. Introdução	52
3.2. Material e Métodos.....	55
3.2.1. Localização e histórico da área experimental.....	55
3.2.2. Delineamento experimental.....	57
3.2.3. Instalação e condução do experimento ano agrícola 2014/2015	57
3.2.4. Coleta e análises.....	59
3.2.5. Análise estatística dos dados	60

3.3. Resultados e Discussão	61
3.3.1. Nitrogênio no solo	61
3.3.2. Nitrogênio em plantas de milho	65
3.3.3. Fósforo no solo.....	67
3.3.4. Fósforo em plantas de milho	68
3.3.5. Produtividade e matéria seca do ano agrícola 2014/2015	70
3.4. Conclusão	72
Referências	73

LISTA DE TABELAS

	Página
CAPÍTULO 1. Considerações Gerais	
Tabela 1. Limites máximos de concentração de substâncias inorgânicas admitidas pela legislação brasileira.	5
CAPÍTULO 2. Frações de carbono em Latossolo Vermelho distrófico tratado com lodo de esgoto por dezoito anos consecutivos	
Tabela 1. Características químicas do LVd (0-0,20m) antes da instalação do experimento no décimo oitavo ano de aplicação de LE	39
Tabela 2. Caracterização química do lodo de esgoto usado no 18º ano de experimentação	40
Tabela 3. Teor de Carboidrato total em LVd tratado com lodo de esgoto por 18 anos consecutivos	42
Tabela 4. Teor de Carboidrato solúvel em LVd tratado com lodo de esgoto por 18 anos consecutivos	43
Tabela 5. Carbono nas frações SH, AH e AF de LVd tratado com LE por 18 anos consecutivos	45
CAPÍTULO 3. Aplicação de lodo de esgoto por dezoito anos consecutivos: influência nos teores de nitrogênio e fósforo no solo e em plantas milho	
Tabela 1. Histórico da área experimental.	56
Tabela 2. Características químicas do LVd (0-0,20m) antes da instalação do experimento no décimo oitavo ano de aplicação de LE.	57
Tabela 3. Caracterização química do lodo de esgoto usado no 18º ano de experimentação	58
Tabela 4. Doses de N, P ₂ O ₅ e K ₂ O aplicada aos tratamentos no décimo oitavo ano de aplicação de lodo de esgoto em LVd.	59
Tabela 5. Nitrogênio total em três profundidades de um LVd, tratado com LE por 18 anos.	61
Tabela 6. Nitrogênio amoniacal em três profundidades de um LVd, tratado com LE por 18 anos	62
Tabela 7. Nitrogênio NO ₃ ⁻ em três profundidades de um LVd tratado com LE por 18 anos	63
Tabela 8. Teor de nitrogênio em plantas de milho cultivadas em LVd tratado por 18 anos com lodo de esgoto	65

Página

Tabela 9. Teor de fósforo disponível em LVd tratado com Le por 18 anos consecutivos	67
Tabela 10. Fósforo em plantas de milho cultivadas em LVd tratado por 18 anos com lodo de esgoto.	68
Tabela 11. Produtividade e matéria seca de plantas milho cultivado em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) em função das doses de lodo de esgoto, na 18ª aplicação.	70

LISTA DE FIGURAS

	Página
CAPÍTULO 1. Considerações Gerais	
Figura 1. Componentes da fração orgânica do solo	6
Figura 2. Classificação dos carboidratos	10
Figura 3. Processos que fornecem nitrogênio ao solo	13
Figura 4. Mineralização do nitrogênio	15
CAPÍTULO 2. Frações de carbono em Latossolo Vermelho distrófico tratado com lodo de esgoto por dezoito anos consecutivos	
Figura 1. Precipitação durante o período de dezembro de 2014 a maio de 2015. Fazenda Experimental FCAV, UNESP, Jaboticabal/SP	38
CAPÍTULO 3. Aplicação de lodo de esgoto por dezoito anos consecutivos: influência nos teores de nitrogênio e fósforo no solo e em plantas milho	
Figura 1. Croqui da área experimental sob LVd, na Fazenda de Ensino Pesquisa e Extensão da FCAV – Unesp Jaboticabal/SP	55
Figura 2. Precipitação durante o período de dezembro de 2014 a maio de 2015. Fazenda Experimental FCAV, UNESP, Jaboticabal/SP.	57

CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO EM LATOSSOLO APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR DEZOITO ANOS CONSECUTIVOS

RESUMO - O uso do lodo de esgoto (LE) em áreas agrícolas apresenta-se como uma das práticas mais sustentáveis para manejo e disposição final do resíduo, pois contempla o potencial deste em atuar como condicionador do solo e promover ação fertilizante. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da aplicação de doses crescentes de LE por dezoito anos consecutivos no teor de carbono das substâncias húmicas e de carboidratos, na concentração de nitrogênio (N) e fósforo (P) de um Latossolo Vermelho distrófico (LVd), até a profundidade 0,60 m. Em plantas de milho cultivadas no LVd objetivou-se avaliar a disponibilidade de N e P a produção de matéria seca e a produtividade. O experimento foi instalado em condições de campo em Jaboticabal, SP com delineamento experimental em blocos casualizados com 4 tratamentos e 5 repetições. Os tratamentos para o décimo oitavo ano de experimentação foram: T0= controle (fertilização mineral, sem aplicação de LE), T5 = 5 Mg ha⁻¹ LE, T10= 10 Mg ha⁻¹ LE e T20= 20 Mg ha⁻¹ LE, todos base seca. Os teores de carboidratos totais e solúveis no LVd variaram tanto em função das doses de LE adicionadas ao solo, quanto em virtude do aumento da profundidade de amostragem. Na camada superficial todas as doses de LE proporcionaram incremento do teor de carboidratos totais no solo, porém, em função do aumento da profundidade notou-se queda nesses teores. Em função da aplicação do LE, os tratamentos que o receberam apresentaram maiores concentrações de C nas frações ácido húmico e fúlvico. A concentração de N-total apresentou decréscimo por efeito do aumento da profundidade do solo, e acréscimo em função do incremento das doses de LE. Os teores de amônio e nitrato elevaram-se com o aumento da profundidade e em função das maiores doses do resíduo, caracterizando um alerta quanto a possível contaminação de águas subterrâneas. Quanto maior a dose de LE, maior o teor disponível de P no solo, em função da profundidade e do tipo de fonte de P a disponibilidade do mesmo foi reduzida, estando na camada 0,40-0,60 m e no tratamento que recebeu fertilização mineral o menor teor do nutriente. O teor de N e P absorvido por plantas encontraram-se dentro da faixa adequada para a cultura do milho. Doses de LE de até 20 Mg ha⁻¹ aplicadas por dezoito anos consecutivos no solo garantiram produtividade de grãos e produção de matéria seca adequadas, já que proporcionaram valores semelhantes ao encontrado no tratamento que recebeu fertilização mineral.

Termos de indexação: nitrato, amônio, carboidratos, matéria orgânica, substâncias húmicas, sustentabilidade agrícola nutrição de plantas.

CARBON, NITROGEN AND PHOSPHORUS IN OXISOL AFTER SEWAGE SLUDGE APPLICATION FOR EIGHTEEN YEARS CONSECUTIVE

ABSTRACT – The use of sewage sludge (SS) in agricultural areas is presented as one of the most sustainable practices for management and final disposal of the waste as it contemplates the potential for this to act as soil conditioner, fertilizer promoting action. The objective of this study was to evaluate the effect of application of increasing doses of LE for eighteen consecutive years on the carbon content of humic and carbohydrate substances, the concentration of nitrogen (N) and phosphorus (P) of an Oxisol (LVd) to a depth 0.60 m. In corn plants grown in LVd aimed to evaluate the availability of N and P to dry matter production and productivity. The experiment was conducted under field conditions in Jaboticabal, SP with a randomized block design with 4 treatments and 5 repetitions. Treatments for the eighteenth year of experimentation were: T0 = control (mineral fertilization, without applying SS), T5 = 5 Mg ha⁻¹ SS, T10 = 10 Mg ha⁻¹ SS and T20 = 20 Mg ha⁻¹ SS all on a dry basis. Levels of total and soluble carbohydrates in LVd varied both in terms of doses SS added to the soil, as a result of increased sampling depth. The surface layer all SS doses provided increased the total carbohydrate content in the soil, however, due to the increasing depth was noted decrease in these levels. Depending on the application of the SS, the treatments that received showed higher concentrations of C in fractions humic and fulvic acid. The total N concentration showed a decrease effect of increasing soil depth, and increase due to the increase of SS doses. Ammonium and nitrate levels were elevated with increasing depth, and due to higher doses than residue featuring an alert for possible contamination of groundwater. The higher dose of SS, the greater the available P in soil, depending on the depth and type P source its availability was reduced, 0.40-0.60 m layer being in me received fertilization treatment the lowest level of mineral nutrient. The N content and P uptake by plants were within the range for the corn crop. SS doses up to 20 Mg⁻¹ eighteen consecutive years in soil productivity ensured adequate grain and dry matter production, as provided similar values to those found in treatments with mineral fertilizers.

Index terms: sustainability in agriculture, nitrate, ammonium, soil carbohydrates, organic matter and plant nutrition.

CAPÍTULO 1 – Considerações gerais

1.1. Introdução

Toda atividade humana, seja ela de qualquer ordem, tem o potencial para gerar resíduos. Historicamente, o desenvolvimento de grandes centros urbanos, o aumento populacional e o advento da revolução industrial constituem-se em eventos que intensificam sua produção.

Independente da fonte, resíduos sólidos ou líquidos necessitam de destinação final adequada, a fim de evitar impactos negativos ao ambiente. Alguns carecem de maior atenção em seu descarte, destacando-se o tratamento dos esgotos, que antes de serem lançados aos rios, originam o lodo de esgoto (LE).

O LE é um resíduo proveniente do tratamento de águas residuárias, composto basicamente por água e material orgânico. Dependendo da origem do esgoto tratado e do processo de tratamento, o resíduo pode apresentar quantidades consideráveis de nitrogênio, fósforo, zinco, molibdênio, cobre, ferro, manganês, (BETTIOL; CAMARGO, 2007; QUINTANA et al., 2011) além de patógenos, poluentes inorgânicos e graxas.

Para tentar encontrar soluções sustentáveis no manejo do LE, diversos estudos vêm sendo realizados para garantir o uso deste resíduo de modo seguro ao ambiente. Em alguns países a prática do uso agrícola do LE já é bem consolidada e constitui-se uma das formas mais utilizadas para a disposição final do resíduo. Nos Estados Unidos aproximadamente 25% de todo o LE gerado é utilizado na agricultura, na Europa e no Canadá a utilização do resíduo é próxima de 37% (COSTA et al., 2009).

Devido sua composição, o uso de LE em áreas agrícolas apresenta-se como uma das práticas mais sustentáveis para manejo do resíduo, pois contempla o potencial em atuar como condicionador do solo, a ciclagem de energia e sua ação como fertilizante, ao complementar a adubação mineral. Além de contribuir para preservação de jazidas, ao permitir que menores quantidades de fertilizantes convencionais, que são finitos, sejam utilizadas (HUANG et al., 2012; DYNIA et al., 2006).

1.2. Lodo de esgoto: destinação final e uso na agricultura

Denomina-se tratamento de esgoto os processos que objetivam reduzir a carga orgânica de efluentes urbanos, por ação de processos de oxidação, de concentração e remoção da matéria orgânica, pela decantação. Ao final desse processo tem-se o lodo, um resíduo de composição variável e com grande potencial poluidor (ANDREOLI; POGORINI, 1998).

Na última década houve aumento de aproximadamente 30% na coleta de esgotos em áreas urbanas do Brasil, atingindo 54% das moradias (BRASIL, 2016). Esse aumento na coleta de esgoto é um bom indicador de qualidade de vida e desenvolvimento do país, porém em referência a disposição do final do resíduo é um problema, uma vez que a maioria dos municípios não possui um sistema de disposição final adequado.

Muito raramente os sistemas de tratamento de esgotos são exclusivos para esgoto doméstico. Comumente esse sistema é composto por redes que coletam efluentes industriais e escoamento de águas pluviais. Assim, o LE irá conter, em adição ao material residual orgânico (proteínas, lipídeos, carboidratos, celulose) vestígios de poluentes diversos (graxas, solventes, produtos de limpeza, derivados de combustão) comuns à sociedade moderna.

Algumas destas substâncias podem ser tóxicas ao ambiente, para os seres humanos e/ou animais. Desse modo, é necessário garantir destinação final adequada ao resíduo, evitando a contaminação de solo e dos recursos hídricos com metais pesados, patógenos ou, a grande quantidade de material orgânico presente no LE (ROCHA et al., 2013).

Para um sistema de tratamento de resíduos ser considerado eficiente é primordial que a destinação ocorra de modo adequado (ANDREOLI; PEGORINI, 1998). A Agenda 21, aprovada na Conferência Mundial de Meio Ambiente - Rio 92 - reconhece esta prática e faz constar no capítulo 21 o tema “Manejo ambientalmente saudável dos resíduos sólidos e questões relacionadas com esgotos”.

Geralmente, as formas empregadas para destinação do LE são incineração (exclusiva ou co-incineração com resíduos sólidos urbanos), compostagem, reuso industrial (produção de agregado leve e de cimento, fabricação de tijolos e cerâmica), conversão em óleo combustível, envio a aterros sanitários (aterros exclusivos ou co-disposição com resíduos sólidos urbanos), descarte no oceano,

utilização para recuperação de áreas degradadas, além de uso agrícola e florestal (BIDONE; SILVA; MARQUES, 2001; BETTIOL; CAMARGO, 2007; NUVOLARI et al., 2011).

Dentre as diferentes alternativas para disposição final adequada do LE, o emprego do resíduo em terras agrícolas apresenta-se como uma das mais promissoras, desde que realizada com segurança a partir de uma seleção criteriosa, das áreas, das culturas e realizando o monitoramento ambiental adequado.

Em países da Europa, Ásia e da América é comum que a forma de destinação final do resíduo seja sua incorporação ao solo (COSTA et al., 2009; GU et al, 2013). Desse modo, o LE atua como fonte de macronutrientes (nitrogênio e fósforo) e micronutrientes (cobre, zinco, molibdênio e ferro) potencialmente existentes no resíduo (MELO et al., 2001).

Portanto, é evidente que a atratividade do uso agrícola do LE possui caráter econômico e ambiental. O caráter econômico é procedente do aumento dos custos para obtenção de fertilizantes minerais, da quantidade de lodo gerado (MELO et al., 2007) e do custo para enviá-lo á aterros. O caráter ambiental incide sobre o reaproveitamento de energia do material orgânico, em decorrência do efeito fertilizante (GU et al., 2013) e condicionador de solo (SINGH; AGRAWAL, 2008).

O interesse no uso de resíduos orgânicos na agricultura brasileira dá-se pela característica mineralógica de nossos solos, muito intemperizados e conseqüentemente pobres em matéria orgânica e nutrientes quando comparados a solos de regiões temperadas.

A adição de resíduos orgânicos como o LE no solo está fundamentada no aumento do conteúdo de substâncias húmicas, que influenciarão diretamente atributos físicos do solo, como melhoria da estabilidade estrutural, da densidade do solo e aumento da porosidade (PAGLIAI et al., 1981; MARINARI et al., 2000). Estes incrementos resultam geralmente, no aumento da capacidade de retenção de água do solo e, a longo prazo, em diminuição do potencial de perda de solo por erosão (KHALEE et al., 1981).

Na prática, o uso de LE na agricultura tem se mostrado muito vantajoso também ao favorecer a melhora a atributos químicos do solo (SINGH; AGRAWAL, 2008) e a atividade de microrganismos do solo (METZ, 2013), que refletirão na produtividade, a exemplo de culturas como milho (JUNIO et al. 2012), cana de açúcar (CHIBA et al. 2008) e soja (LEMAINSKI; SILVA, 2006).

1.3. Efeitos deletérios da aplicação do lodo de esgoto nos solos

Em regiões com agricultura intensiva, com solos considerados pouco férteis e com baixo teor de matéria orgânica, como os solos de zonas tropicais, a reciclagem do LE torna-se uma prática interessante, em decorrência do aporte de material orgânico e nutrientes ao solo dessas regiões. No entanto, para que o lodo seja utilizado com segurança, alguns fatores que podem inviabilizar econômica, ambiental e agronomicamente sua disposição devem ser controlados (ANDREOLI et al., 2001).

Dentre estes fatores, implica a garantia de fornecimento de insumo de boa qualidade à agricultura, com seleção criteriosa, escolhendo áreas e culturas aptas com a com manejo adequado realizando o monitoramento ambiental.

Reciclagem agrícola do LE é uma prática popularmente aplicada entre os países desenvolvidos há mais de 40 anos (MOTTA; MAGGIORI, 2013). Na União Européia a reutilização do resíduo na agricultura foi regulamentada pela Diretiva 86/278/EEC, com objetivo principal de proteger o ambiente, especialmente o solo, bem como a proteção da saúde humana contra os metais pesados advindos do resíduo (ALVARENGA et al., 2015).

Nos Estados Unidos, as normas que regulamentam o uso e disposição segura do LE são de responsabilidade da United States Environmental Protection Agency (USEPA), órgão encarregado pelo monitoramento de impactos ambientais. A legislação federal americana estimula o uso racional do resíduo, e não atribui ao mesmo caráter de resíduo perigoso. Contudo, em decorrência da presença de poluentes e os efeitos adversos que estes podem ocasionar, as normas garantem a proteção da saúde humana e do ambiente como uso seguro do resíduo (PIRES, 2006).

No Brasil, o uso agrícola do LE é estimulado por programas nacionais de controle de impactos ambientais, contudo, ainda não é uma prática comum (YADA, 2014).

A legislação brasileira que trata da regulamentação do uso agrícola do LE corresponde a Resolução CONAMA nº 375/2006, esta estabelece quais os critérios e procedimentos para uso adequado do resíduo, dentre esses, recomenda-se que o cálculo da dose de aplicação seja norteadada pela elevação de pH, acúmulo de metais pesados no solo e quantidade nitrogênio disponível.

Por sua composição, não são apenas benefícios que a adição de resíduos em áreas agrícolas podem acarretar. A adição de LE em áreas agrícolas tem potencial para inserir elementos inorgânicos e compostos orgânicos tóxicos ao solo ou à água, e, possivelmente, viabilizar sua transferência para a cadeia alimentar (ABREU JUNIOR et al., 2005).

Diversas pesquisas relatam a necessidade de cautela quanto ao emprego do LE como fertilizante em função da presença de elementos traço (CORNU et al., 2001; CAI et al., 2007; LATARE et al., 2014;). Em decorrência de sua origem, o LE, pode apresentar altas concentrações desses compostos, e, sucessivas aplicações podem implicar em efeitos deletérios ao ambiente, como contaminação da água, do solo, das plantas e animais.

A legislação brasileira estabelece limites para as concentrações máximas permitidas de metais pesados no LE, a carga máxima acumulada de metais pela aplicação do resíduo, as quais são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1. Limites máximos de concentração de substâncias inorgânicas admitidas pela legislação brasileira.

Substâncias Inorgânicas	Concentração permitida no LE ou produto derivado (mg kg ⁻¹ , base seca)	Máxima permitida de produto inorgânicos pela aplicação do LE ou produto derivado (kg ha ⁻¹)
Arsênio	41	30
Bário	1300	265
Cádmio	39	4
Chumbo	300	41
Cobre	1500	137
Cromo	1000	154
Mercúrio	17	1,2
Molibdênio	50	13
Níquel	420	74
Selênio	100	13
Zinco	2800	445

Fonte: Resolução CONAMA 375/2006.

Além das possíveis limitações já citadas, tem-se ainda às possíveis alterações que aplicações contínuas podem acarretar as propriedades biológicas e físico-química do solo, Singh e Agrawal (2008) a exemplo de salinização e acidificação do solo Boeira et al. (2002) o que refletirá na produtividade das culturas.

É preciso também relatar que se a forma de tratamento que originou o lodo; não for eficiente existirá quantidade de patógenos e helmintos superiores às

instituídas pela legislação, o que também impede o emprego do resíduo na agricultura.

A utilização agrícola do resíduo também pode implicar em grande variação comunidade de organismos e na dinâmica de carbono e nitrogênio (BETIOL et al. 2006), além de outros nutrientes como o P (EGHBALL; POWER, 1999).

Os poucos estudos que tratam da utilização do LE em regiões tropicais são realizados, sobretudo para avaliar os efeitos nutricionais e problemas com elementos traço, raramente, são realizados para indicar os impactos ambientais após a utilização agrícola à longo prazo.

1.4. Matéria orgânica do solo

A fração orgânica do solo compreende a soma de todas as substâncias orgânicas (que contem C) presentes no solo (Figura 4), sendo composta por restos de plantas e animais em diversos estágios de decomposição, por substâncias que já estão sintetizadas a partir dos produtos de degradação, pela micro e meso fauna e por microrganismos vivos e seus produtos em decomposição (BRADY; WEIL, 2013).



Figura 1. Componentes da fração orgânica do solo.

Fonte: Adaptado de BRADY; WIL (2013).

O reservatório de C-orgânico inclui o húmus altamente ativo e C-carvão, relativamente inerte. A matéria orgânica do solo (MOS) é parte essencial do ciclo global do C, pois está presente no maior reservatório terrestre, com cerca de duas

vezes a quantidade de C na atmosfera e três vezes mais C do que o encontrado em toda biomassa vegetal (LAL, 2000, BRADY; WEIL, 2013).

Em solos altamente intemperizados como os de regiões tropicais e subtropicais, a matéria orgânica exerce papel fundamental para manutenção da fertilidade, atuando na retenção de cátions, na complexação de micronutrientes e elementos tóxicos, na melhoria de atributos físicos relacionados à aeração e permeabilidade, e na atividade e diversidade microbiana, apresentando-se como um recurso fundamental para prover a capacidade produtiva dessas regiões (STEVENSON, 1994).

Em relação à fração mineral, a quantidade de matéria orgânica no solo é muito pequena, porém, mesmo em baixas proporções o compartimento orgânico é fundamental para manutenção de processos químicos, físicos e microbiológicos do solo, que garantem a fertilidade dos solos (REEVES, 1997) e aumento da produtividade. Além disto, a manutenção ou o aumento do teor de MOS em áreas agrícolas tem direcionado manejos e modelos produtivos baseados em conceitos sustentáveis com menor impacto sobre o ambiente (LAL, 2000).

Todavia, conservar ou aumentar a matéria orgânica do solo não é uma ação simples, que fundamenta-se no equilíbrio de entradas e saídas de carbono no sistema e nos processos de transformação de compostos orgânicos no solo, denominados mineralização e humificação.

A natureza química da matéria orgânica do solo é o resultado do equilíbrio estabelecido entre a natureza dos resíduos, biossíntese por organismos do solo na transformação ou estabilização destes resíduos no solo, sendo parcialmente controlada pela recalcitrância química de moléculas orgânicas. Contudo, são poucas as informações quantitativas sobre o volume das distintas moléculas que compõem a MOS e sua disponibilidade dentro de uma escala de tempo (DERRIEN et al., 2006).

O estágio de humificação representa as proporções entre C-substâncias húmicas em relação ao C-total presentes nos resíduos do solo, e vai variar em função do estágio de decomposição das substâncias nele presentes. Esse fato é determinante sobre o papel dos resíduos no solo, que podem atuar como fontes de nutrientes e, ou, como condicionadores de solo (MELO et al., 2008).

1.5. Substâncias não húmicas

As substâncias não húmicas compreendidas na MOS são caracterizadas por compostos com características químicas definidas, como, polissacarídeos, aminoácidos, açúcares, proteínas e ácidos orgânicos de baixa massa molar (STEVENSON, 1994). Essas macromoléculas constituem aproximadamente, 10 a 15% da reserva total do carbono orgânico nos solos minerais (PIGATIN, 2011).

1.6. Substâncias húmicas

A capacidade dos solos em reter água e estimular o crescimento das plantas depende de sua fertilidade e do teor de matéria orgânica nele contidos. As substâncias húmicas (SH) constituem cerca de 70 a 80% da MOS, na maior parte dos solos (PRIMO et al., 2011) e se caracterizam como um importante reservatório de nutrientes. Os processos que envolvem a sua formação são inúmeros, em decorrência da diversidade das estruturas precursoras e a variabilidade de interação entre elas (STEVENSON, 1994).

As SH são os materiais orgânicos naturais mais comuns que ocorrem no solo, água e nos sedimentos. São consideradas como estruturas químicas complexas, mais estáveis do que os seus precursores e que perderam as suas características químicas (ALLARD, 2006).

De acordo com sua solubilidade em meio ácido ou alcalino as SH apresentam-se em diferentes frações: ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (HUN).

Os AF expressam maior polaridade e menor massa molecular e são solúveis tanto em solução ácida, como em solução alcalina (STEVENSON, 1994; SILVA; MENDONÇA, 2007). Em função de sua solubilidade são móveis e representam a fração mais lábil dentre as frações húmicas do solo (BENITES et al., 2003). São constituídos por polissacarídeos, aminoácidos e compostos fenólicos e a quantidade expressiva de grupamentos funcionais oxigenados (grupos carboxílicos e fenólicos) explica a maior reatividade dos AF em relação às outras duas frações (CANELLAS et al., 2001).

Os AH apresentam maior concentração de carbono em relação aos AF, são insolúveis em meio ácido e solúveis em meio alcalino, possuem estrutura complexa

e tendência de apresentar maior concentração de grupos aromáticos e são menos ácidos que os AF por apresentar menor quantidade de grupos carboxílicos (SCHNITZER et al., 1991; MACCARTHY, 2001). Os AH compõem o compartimento mais reativo e estável da MO (PRIMO et al., 2011), são responsáveis pela maior parte da CTC de origem orgânica em camadas superficiais de solos (BENITES et al. 2003) e são capazes de retratar as condições ambientais e o uso e manejo do solo, além de possuir caráter de marcador natural do processo de humificação (CANELLAS et al., 2003).

A HUN, por sua vez, é insolúvel em meios ácido e alcalino, apresenta baixa reatividade, sendo responsável por mecanismos de agregação de partículas e na maioria dos solos tropicais representa a maior parte do carbono humificado do solo (BENITES et al., 2003).

1.7. Carbono

O elemento carbono (C) e seus compostos (proteínas, carboidratos, gorduras lignina) são constituintes essenciais para a vida estando presentes nos processos mais importantes para todos os organismos vivos como a respiração, a fotossíntese e a regulação do clima (MARTINS et al., 2003).

Os reservatórios globais de C distribuem-se entre os oceanos, as formações geológicas (C fóssil e mineral), a atmosfera e os ecossistemas terrestres, os quais estão em equilíbrio, desde que não ocorram alterações nesses reservatórios (LAL, 2000).

Há uma enorme diversidade de compostos de C envolvidos no seu ciclo global, como o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), hidrocarbonetos não metânicos (HCNM) e monóxido de carbono (CO).

Um dos principais compostos trata da absorção de CO_2 da atmosfera pelas plantas, que através do processo de fotossíntese capta a energia luminosa incorporando-a em ligações químicas da molécula de glicose formando diversos compostos orgânicos, a exemplo dos carboidratos.

1.8. Carboidratos

Os carboidratos são as biomoléculas mais abundantes da biosfera, e em virtude desta abundância desempenham um papel importante nos ciclos biogeoquímicos (YOUSSEF et al., 2014). Quimicamente são definidos como polihidróxicetonas (cetoses) ou polihidroxialdeídos (aldoses), compostos orgânicos com, pelo menos três carbonos onde todos os carbonos possuem uma hidroxila, com exceção de um, que possui a carbonila primária (grupamento aldeído) ou a carbonila secundária (grupamento cetônico) (MELO et al., 1998); de modo geral são representados pela fórmula $(CH_2O)_n$.

Sua oxidação é a principal fonte de energia para a maioria das células não fotossintéticas. Contudo também exercem função estrutural e de proteção na parede celular de bactérias, fungos e vegetais (FRANCISCO JUNIOR, 2008). Podem ainda atuar como lubrificantes das articulações esqueléticas, fornecer coesão entre as células, e carboidratos como a ribose e a desoxirribose, constituem parte estrutural de nucleotídeos e dos ácidos nucléicos (MELO et al., 1998).

Quanto à classificação podem ser agrupados em três grupos principais, como monossacarídeos, oligossacarídeos e polissacarídeos (Figura 3).

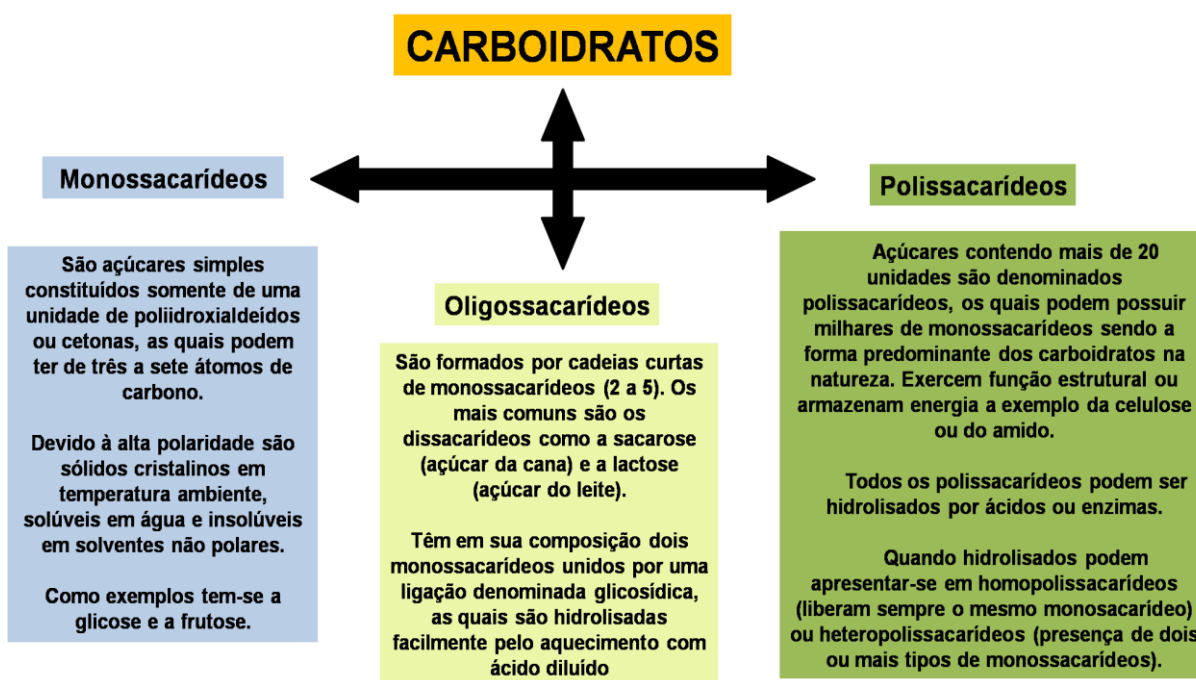


Figura 2. Classificação dos carboidratos.
Fonte: Adaptado de Nelson; Cox (2002).

Os carboidratos são os principais componentes de resíduos de plantas (até 60%) (BRADY; WEIL, 2013), mas, que correspondem apenas 10-30% da MOS, pois são considerados moléculas lábeis e que atuam no fornecimento de energia (DERRIEN et al., 2006).

A microbiota do solo também produz carboidratos, a exemplo de ácidos urônicos e das gomas, que atuam na formação e manutenção da uma estrutura do solo, garantindo maior retenção de água, melhor permeabilidade aos gases e à água, equilibrando a relação água - ar, o que proporciona condições propícias para o crescimento dos vegetais (TISDALL; OADES, 1982; MELO et al., 1998, SPOHN; GIANI, 2010).

1.9. Matéria orgânica do solo em solos tratados com lodo de esgoto

De modo geral, devido à intensa atividade microbiana a degradação da matéria orgânica em regiões tropicais tende a ocorrer de forma rápida. Este processo tende a ser acelerado se condições inadequadas de manejo forem implementadas sob áreas agrícolas destas regiões. Para melhorar a qualidade do solo dessas áreas, é importante a adoção de sistemas de manejo que privilegiem um maior aporte de C ao solo, a fim de incrementar a biodisponibilidade da matéria orgânica (SHAHBAZ et al., 2016).

A reciclagem de resíduos orgânicos como o LE apresenta potencial para incrementar os teores de C do solo. Deste modo, o uso do resíduo na agricultura apresenta-se como uma prática de manejo vantajosa por este se tratar de material rico em C e outros nutrientes com potencial efeito condicionador de solo.

Entretanto, a adição de resíduos ao solo pode alterar a dinâmica da MOS. Tão importante quanto o aporte de C ao solo via lodo, é a qualidade do material a ser disposto no solo. A abundância relativa de compostos orgânicos (carboidratos, lipídios, aminoácidos, lignina) presentes na no resíduo determinam parcialmente sua taxa de degradação após aplicação no campo (BRADY; WEIL, 2013).

Efeitos decorrentes da aplicação de LE em solos agrícolas estão diretamente relacionados com a acumulação da carga orgânica do resíduo no solo. Se parte do C orgânico existente no lodo for resistente à degradação, ao longo de sucessivas aplicações seu teor no solo será aumentado, permitindo mudanças benéficas em propriedades químicas e físicas desse solo (OLIVEIRA et al., 2002).

O aumento da MOS é importante para manutenção e incremento da fertilidade do solo (SHAHBAZ et al., 2016). Contudo, esta não é tarefa simples e dependerá do equilíbrio entre entrada e saída de carbono no sistema, bem como da transformação no solo dos compostos que contenham o elemento. Dependendo da variedade de compostos presentes no resíduo e de características inerentes ao processo gerador do LE a mineralização e efetividade de aumento da matéria orgânica podem ter sido afetados.

Apesar de o LE ser rico em carbono, Nascimento et al. (2014) verificaram que sua aplicação não aumentou o teor de matéria orgânica em áreas que receberam doses de lodo solarizado ($6,12 \text{ Mg ha}^{-1}$), compostado ($37,27 \text{ Mg ha}^{-1}$), vermicompostado ($19,17 \text{ Mg ha}^{-1}$) e caleado ($50,42 \text{ Mg ha}^{-1}$). Melo et al. (1994) comprovaram efeitos significativos sobre o teor de matéria orgânica do solo, quando aplicadas doses de até 32 Mg ha^{-1} de LE, porém, esse efeito foi temporário, visto que o tempo de residência do C orgânico adicionado ao solo via resíduo é muito curto.

Após aplicações de doses de LE, Oliveira et al. (2002) constataram efeitos diferentes dos acima citados, pois o uso do resíduo promoveu, durante dois anos agrícolas aumento linear no teor de C-orgânico do solo, com reduções na taxa de decréscimo por ocasião da segunda aplicação do resíduo, evidenciando acúmulo de C orgânico no solo.

Liu (2016) relatou que não houve variação significativa no teor de matéria orgânica no solo em área tratada com LE por sete anos consecutivos. Proporcionalmente, a taxa de degradação da matéria orgânica não exibiu uma mudança abrupta, com aumento máximo de apenas 5,9%. No entanto, o teor de matéria orgânica diminuiu gradualmente com o tempo entre os anos de 2008 a 2014, com proporção de degradação crescente de 3,6% no segundo ano, para 19,4% e 35,3%, nos anos seguintes. Os autores atribuem este fato a decomposição da matéria orgânica por ação de enzimas microrganismos do solo.

Geralmente a matéria orgânica em solos tratados com LE diminui após a aplicação do resíduo, em consequência de processos de estabilização e humificação (FERNÁNDEZ et al., 2007).

A aplicação no solo à longo prazo de LE tem causado preocupação sobre a potencial liberação de elementos traço no ambiente após a degradação da matéria orgânica. Stietiya e Wang (2011) verificaram que em dois tipos de solos tratados

com LE com diferentes graus de estabilização, a degradação da MOS aumentou a mobilidade e biodisponibilidade do zinco e cobre, enquanto que teve menos impacto sobre chumbo e arsênio.

1.10. Nitrogênio

A atmosfera compreende o maior reservatório de nitrogênio (N) cerca de 78,3%, onde o elemento apresenta-se na forma molecular N_2 , muito estável, que não pode ser assimilada pelas plantas. Esse reservatório é reabastecido pelos processos de desnitrificação o que caracteriza uma fonte praticamente inesgotável do elemento (MARIN et al., 1999).

Nas plantas, o N participa de vários processos, compostos vitais, reações metabólicas e, em função dessas características, é considerado nutriente essencial. O nutriente constitui aminoácidos, ácidos nucléicos, clorofila e enzimas, como também participa de processos a exemplo da respiração, da fotossíntese e da multiplicação celular (MALAVOLTA et al., 1997). Deste modo, as principais reações bioquímicas em plantas envolvem a presença do N, o que o torna um dos elementos mais requeridos para o desenvolvimento das culturas.

A obtenção do nutriente pelas plantas decorre da absorção via solo, que pode se dar através de três processos denominados: deposição atmosférica, fixação biológica de nitrogênio (FBN), ou também, por processos de fixação industrial com a adição de fertilizantes nitrogenados ao solo (STEVENSON, 1994), como apresentado na Figura 1.

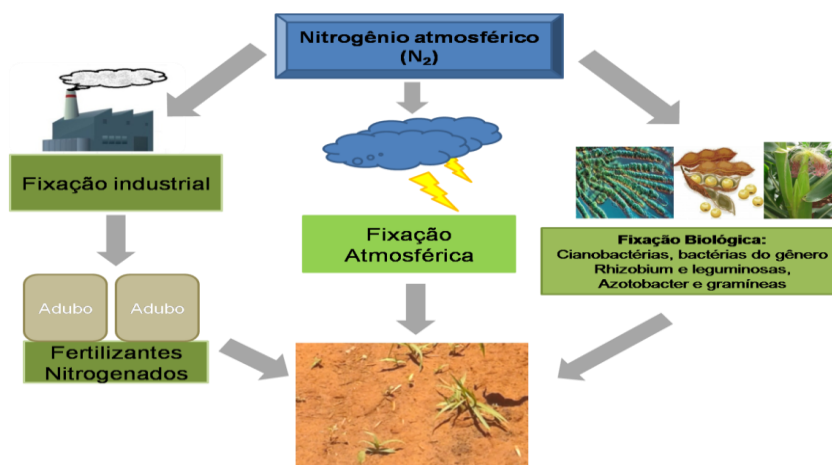


Figura 3. Processos que fornecem nitrogênio ao solo.
Fonte: Adaptado de STEVENSON (1994).

As descargas elétricas na atmosfera, comuns a períodos chuvosos, ou radiação ultravioleta contribuem para quebra da ligação tripla que dá estabilidade as moléculas de N_2 , permitindo assim que o N combine com H ou O_2 , formando NO_x , NH_3 ou NO_3^- . Por ação da água da chuva esses íons ou elementos são dispostos no solo, resultando no fenômeno denominado deposição atmosférica (TOWNSEND, 2010).

A FBN é o processo que apresenta maior potencial de adição de N ao solo com maior benefício, representando 90% de toda a fixação que ocorre de modo natural (MARTINS et al., 2003). É realizada por ação de bactérias que convertem o N_2 a amônia (NH_3) ou a amônio (NH_4^+), por ação do complexo enzimático conhecido por nitrogenase, responsável pela quebra da ligação tripla usando energia celular na forma de adenosina trifosfato (ATP) (REIS; TEIXEIRA, 2006).

A FBN pode ocorrer em dois tipos de sistemas, livres ou simbióticos. O sistema livre decorre da ação de microrganismos que não estão associados as plantas, mas livres no solo ou na água. A exemplo tem-se a fixação em gramíneas como cana de açúcar, milho, sorgo, por fixadores livres denominados, *Azotobacter*, *Beijerinckia* (PRADO, 2008) e *Azospirillum* (TARRAND et al. 1978).

Em sistemas simbióticos ocorre interação entre a planta e o microrganismo com a formação de estruturas diferenciadas, a exemplo de nódulos formados na associação entre leguminosas e bactérias da família *Rhizobiaceae*. Nos nódulos, o rizóbio, na forma pleiomórfica (bacteróide) está envolvido na fixação do nitrogênio atmosférico convertido à amônia (MARIN et al., 1999), que é convertida por ação enzimática à glutamina, glutamato e posteriormente transformada em ureídeos e asparagina que entrarão no metabolismo do N, sendo utilizado pela planta hospedeira (PRADO, 2008).

Outra forma de disponibilizar N ao solo dá-se pela fixação industrial do N_2 atmosférico, processo designado de Haber-Bosch. Este procedimento requer pressão e temperatura elevadas, em torno 100-200 atmosferas e 400-600°C, respectivamente, tornando-o altamente dependente de combustíveis fósseis (TOWNSEND, 2010).

1.11. Imobilização e mineralização do nitrogênio

A mineralização e a imobilização do N são processos bioquímicos de transformação do nutriente no solo, conduzidos por atividade enzimática de microrganismos heterotróficos (ALVAREZ LAZO, 2010).

No solo, o N encontra-se em quase sua totalidade (95%) na forma orgânica, esta que não pode ser assimilada pelas plantas. Deste modo, para que o nutriente seja absorvido ele deve passar por um processo chamado mineralização (Figura 2) (CARVALHO; ZABOT, 2012).



Figura 4. Mineralização do nitrogênio.
Fonte: Adaptado de Prado (2008).

Com a atuação de organismos heterotróficos (fungos e bactérias) presentes no solo, compostos orgânicos como proteínas, aminoácidos e outros (ligados a MOS) são hidrolisados, originando amônio (NH_4^+). Nesta fase ocorrem dois processos denominados aminização (quebra e liberação de N protéico) e amonificação (transformação do N protéico em N-NH_4^+).

O NH_4^+ produzido pode seguir três caminhos: ser perdido por volatilização; ser imobilizado (a partir da absorção pelas plantas, ou utilizado em processos metabólicos de microrganismos para a construção de proteínas, ou ser adsorvido nos colóides ou na MOS); ou então ser transformado em NO_3^- (CAMARGO et al., 2008).

O processo de nitrificação, ocorrerá por ação de bactérias autotróficas dos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, que usam o nitrogênio mineral e carbono inorgânico (CO_2) como forma de energia (USEPA, 2009). Sendo o NH_4^+ oxidado a nitrito (NO_2^-) e posteriormente a nitrato (NO_3^-), conforme condições aeróbicas do

meio, e assim disponibilizado às plantas (TOWNSEND, 2010). Nesta forma, por apresentar carga negativa, é repelido pelas superfícies das partículas do solo, permanecendo na solução, se tornando móvel e suscetível a perdas por lixiviação (RAIJ, 1991).

Fatores como temperatura próxima de 30°C, umidade entre 50% a 60% da capacidade de campo, pH tendendo a neutralidade, boa aeração, adequado suprimento de outros nutrientes e relação C:N inferior a 20:1 favorecem o processo de nitrificação (TOWNSEND, 2010; NETO, 2011).

O processo de mineralização acontece de modo rápido, e estando disponível no solo, o NO_3^- pode vir a ser absorvido pelas plantas e microrganismos, lixiviado pelo movimento descendente da água, ou passar por processo de desnitrificação. Este último refere-se a processo pelo qual bactérias utilizam o NO_3^- no lugar de oxigênio em seu metabolismo, convertendo o N mineral em compostos gasosos (NO_2 , NO) que são perdidos para a atmosfera (CARVALHO; ZABOT, 2012). Situações em que ocorrem acúmulo de nitrato no solo, pouca disponibilidade de O_2 (má drenagem, alagamento, compactação), pH próximo à neutralidade e temperatura superior a 5° C, induzem ao processo de desnitrificação, e incrementam as perdas de N (TOWNSEND, 2010).

A concentração de N no solo como a existência de resíduos culturais e sua composição bioquímica são fatores determinantes para a mineralização ou imobilização do elemento no solo (GLASENER et al., 2002).

1.12. Reciclagem de nitrogênio com uso do lodo de esgoto

Como já mencionado a entrada de N no sistema solo planta ocorrer por processos de fixação industrial, biológica e atmosférica. Desses processos, os que possuem maior potencial em fornecer N à biosfera são a fixação industrial que refere-se à produção de fertilizantes nitrogenados (processo com custo cada vez mais elevado) e a FBN com estimativas de 139 e 170 milhões de toneladas de N por ano (PRADO, 2008).

Como o principal nutriente para o crescimento das plantas (MALAVOLTA, 2006) a adição de N ao solo dá-se em grandes proporções, o que aumenta o custo de produção em áreas agrícolas e a possibilidade de perda do nutriente no ambiente. Em decorrência de questões ambientais e econômicas para obtenção do

nutriente destacando-se o uso de combustíveis fósseis no processo de fixação industrial, é essencial o aprimoramento do manejo e a compreensão do destino do N em sistemas de produção agrícola (LAMB et al., 2014).

Desse modo, para o emprego do conceito de agricultura sustentável e visando à diminuição do uso de fertilizantes industriais e a ciclagem de energia, a utilização de resíduos orgânicos em áreas agricultáveis se torna indispensável.

Do ponto de vista ambiental a aplicação de LE em áreas agrícolas vem se mostrando como uma prática atrativa por melhorar atributos químicos, físicos e bioquímicos do solo (GU et al., 2013; SINGH; AGRAWAL, 2008), ao promover junto ao sistema solo-planta a reciclagem de energia e de nutrientes.

Dependendo da origem, o LE é capaz de fornecer diversos nutrientes, destacando-se a disponibilidade de N, que pode variar entre 0% a 11% (STEPHENSON, 1955, SERNA; POMARES, 1992, BOEIRA et al., 2002). Este fato é muito atrativo à agricultura, já que a disponibilidade de macronutrientes como N é essencial para melhorar a produtividade e desenvolvimento das plantas.

Contudo, não somente a concentração de N presente no lodo determina o fornecimento do nutriente para as culturas, sendo necessário conhecimento relacionado à degradação microbológica do N orgânico do resíduo a fim de prever seu comportamento no solo. Permitindo a definição de parâmetros úteis ao estabelecimento das doses máximas a serem aplicadas aos solos, em função do N disponibilizado às plantas (BOEIRA et al., 2002).

Para utilização ambientalmente segura do LE em áreas agrícolas deve-se seguir o preconizado na Resolução CONAMA 375/2006, que estabelece que as doses do resíduo devem atender as necessidade de N das plantas, porém, em quantidade que não gere excesso de nitrato. Tsutiya (2001) alerta que quantidades acima de 20 Mg ha⁻¹ de LE podem ser inadequadas, principalmente ao admitir o potencial de acumulação após repetidas aplicações.

Luczkiewicz (2006) constatou que compostos nitrogenados como NO₃⁻ e NH₄⁺, como também alguns elementos traço (níquel e cádmio) provenientes do LE podem ser lixiviados e atingir profundidades superiores a 0,8 m do solo, podendo a vir contaminar águas subterrâneas.

Pires et al. (2015), mencionam que aplicações sucessivas do LE permitem aumentar o teor de N potencialmente mineralizável, incrementando significativamente a disponibilidade do nutriente no solo, e proporcionando maior

eficiência na disponibilidade de N em longo prazo. Os autores, assim como Boeira e Maximiliano (2009) sugerem que há efeito das aplicações anteriores sobre o potencial de mineralização do nitrogênio, e recomendam cuidado ao considerar o efeito residual dessas aplicações.

A valorização agrícola do LE, por intermédio de sua aplicação nos solos, não se limita apenas ao descarte adequado desse resíduo, de modo que seu uso possa vir a recuperar solos degradados, com perspectivas de retorno econômico. Assim, a disposição agrícola do lodo adquire enfoque mais amplo, transcendendo os critérios técnicos usuais, trazendo para discussão fatores ambientais, sociais e econômicos envolvidos na questão (GOMES et al., 2001).

1.13. Fósforo

A maior fonte global de P, nos ecossistemas, não vem da atividade microbiana, como ocorre com o nitrogênio. A quase totalidade do P nos ecossistemas é derivada do intemperismo de minerais como a apatita, que possuem em sua base, fosfato de cálcio. Substâncias liberadas por raízes e fungos a elas associados tem capacidade para acelerar o intemperismo em ecossistemas terrestres, porém, inexistente na biosfera algum processo biológico hábil em elevar o conteúdo de fósforo em habitats que apresentem baixo teor deste elemento (ADUAN et al., 2004).

O P é encontrado no solo nas formas orgânicas (P-org) complexado com a MOS, e em uma fração inorgânica (Pi), constituída sobretudo em íons fosfato (PO_3^-) (CASSINI, 2005). Em solos de acidez elevada é predominante a forma de ortofosfato primário (H_2PO_4^-), já em solos alcalinos o íon ortofosfato secundário (HPO_4^{2-}) aparece em maior teor. A maior disponibilidade de P é favorecida por pH do solo entre 6,0 e 6,5, pois nesta faixa ocorre menor adsorção (SENGIK, 2003).

O conteúdo total de P no solo, varia de 0,01 até mais de 0,5% de P_2O_5 , equivalentes a 20 a 10.000 kg ha^{-1} na camada superficial do solo. A maior parte do P, cerca de 90 a 95%, está na forma insolúvel ou adsorvida na fração argila e, assim sendo, não-disponível (CASSINI, 2005).

Isso ocorre porque o elemento pode estar no solo adsorvido ou complexado com oxi-hidróxidos de Fe e Al, com o Ca e com a matéria orgânica, ou então livre na solução do solo (PAVINATTO; ROSOLEM, 2008). Os solos altamente

intemperizados, característicos de regiões tropicais e subtropicais, são considerados solos-dreno do nutriente, ou com maior labilidade, por possuir elevados teores de óxidos de ferro e alumínio e filossilicatos de grade tipo 1:1, como a caulinita, e apresentarem alta capacidade de adsorção do nutriente.

A disponibilidade de P é descrita pela forma e interação que o nutriente está sofrendo pelos sítios de adsorção do solo (grau de labilidade). Se o nutriente encontra-se em solução ou fracamente adsorvido, denomina-se que esteja na forma lábil. Em solos jovens, com menor grau de intemperismo, há teores mais elevados de fosfatos primários (P-lábil), fornecedores de P às plantas. Com o envelhecimento do solo devido a um estágio de intemperismo mais avançado, ocorre aumento das formas não-lábeis, especialmente aquelas inorgânicas (PAVINATTO; ROSOLEM, 2008).

Assim, em condições tropicais como as brasileiras, o P encontra-se em concentrações muito baixas na solução, pois forma compostos de alta energia de ligação com os colóides, conferindo-lhe alta estabilidade na fase sólida (SENGIK, 2003).

Por apresentar baixa disponibilidade nessas regiões, o nutriente acaba tornando-se limitante para o crescimento e desenvolvimento das culturas, já que nas plantas o P desempenha papel fundamental na constituição de coenzimas, ácidos nucléicos, fosfolipídios, transferência e armazenamento de energia, síntese protéica e em processos como a fotossíntese, sendo indispensável para a presença e a manutenção da vida em qualquer ecossistema (MALAVOLTA et al., 1997).

O baixo teor de fósforo disponível no solo é a limitação nutricional mais generalizada na produção agrícola nos trópicos (ZUCARELI et al., 2006). O suprimento adequado de P é fundamental em todos os estádios de desenvolvimento da planta, pois limitações na disponibilidade do nutriente refletem em danos irreversíveis em seu desenvolvimento (GRANT et al., 2001).

1.14. Lodo de esgoto e o fósforo no solo

A fim de propiciar aproveitamento de nutrientes e diminuir a destinação de resíduos orgânicos em aterros sanitários, a aplicação de resíduos em áreas agrícolas apresenta-se como uma alternativa promissora. A vantagem em utilizar resíduos orgânicos na agricultura é que em sua composição existem altos teores de

material orgânico além de macro e micronutrientes que podem ser recuperados e reincorporados em ciclos naturais (PIRES; MATIAZZO, 2008).

Como o cálculo das doses do LE é baseado, principalmente, na necessidade de N das culturas, a entrada de outros nutrientes no solo via resíduo podem ocorrer de modo inapropriado, a exemplo, de altas concentrações de P (Eghball; Power, 1999). Como demonstrado por Ippolito et al. (2007), a aplicação de LE (Base-N) adicionou consideravelmente mais P do que o removido pela cultura de milho. O acúmulo de P no solo tratado com LE, resultante da aplicação excessiva e que não consegue ser removida pela cultura, pode contribuir para aumentar o potencial de perda de P para o ambiente (EGHBALL; POWER, 1999) comprometendo também a qualidade da água (ELLIOTT; CONNOR, 2007).

Normalmente, nutriente em maior teor no LE é o N, porém dependendo da origem, o teor de P também apresenta-se elevado no resíduo. De acordo com Warman e Termeer (2005) a disponibilidade de P para as plantas, proveniente de fontes como o LE ou de compostos de lodo, é mais variável do que a disponibilidade de N. Essa característica pode estar relacionada às condições do solo em função do conteúdo de Fe, Al e Ca, e das propriedades químicas do lodo, em função à presença de floclantes químicos que diminuem a mineralização e a disponibilidade do P para culturas.

A labilidade de P em solos tratados com LE vai depender das formas de P presentes no resíduo e das características do solo que o recebe. Fatores que podem influenciar na distribuição das formas do nutriente em solos tratados com LE referem-se as condições ambientais como temperatura e umidade (O' CONNOR; ELLIOTT, 2006). Partindo dessa hipótese, Silveira e O'Connor (2013), verificaram que o aumento da temperatura (de 20 a 32°C) em geral, uma diminuiu a lixiviação de P, porém não influenciou a distribuição P em um Espodossolo incubado com sete tipos de LE.

O excesso de P, principalmente em solos tratados com LE, pode proporcionar sintomas de deficiência de micronutrientes catiônicos como zinco, manganês, e cobre nas plantas, em decorrência de reação de precipitação entre P e os micro em vasos condutores, reduzindo seu transporte para parte aérea (PRADO, 2008). Kidd et al. (2007) verificaram um decréscimo na absorção de manganês em função das altas doses de P adicionadas via lodo ao solo durante 10 anos. Nesse mesmo estudo, a absorção de P foi significativamente maior em plantas que crescem em

solos tratados com LE, porém, plantas de milho apresentarem menores teores do nutriente do que espécies nativas (*Alyssum serpyllifolium*).

Nos EUA aplicação a longo prazo de LE tem resultado em acúmulo de P no solo em concentrações muito acima das necessidades nutricionais das culturas. O que tem se tornado uma problema, em função da perda do nutriente e com chegada do mesmo em corpos d'água, ocasionando eutrofização. Esse fato tem levado os estados norte-americanos a adotar políticas e leis para reduzir perdas de P para as águas de superfície de terras agrícolas (ELLIOTT; O'CONNOR, 2007).

Os Latossolos apresentam baixa disponibilidade P em função de seu alto poder de adsorção, promovido pelo teor de argila e óxidos de ferro e alumínio, que dificultam a dessorção do íon (KER, 2013). Como o LE pode apresentar alto teor de P, espera-se que a adição do resíduo em áreas agrícolas proporcione maior disponibilidade do nutriente na solução do solo ou então que este esteja complexado com a MOS, a fim de proporcionar maior aproveitamento do P para as plantas.

Esta hipótese não foi confirmada por Souza (2004), que após 2 anos de aplicações sucessivas de LE em um LVd verificou que o aumento da dose de LE não influenciou os valores de P nas substâncias húmicas.

Já em pesquisa realizada por Galdos et al. (2004) a aplicação do lodo possibilitou um incremento das frações lábeis e moderadamente lábeis do P na camada superficial de um Latossolo Vermelho eutroférico que recebeu o resíduo por 2 anos, ainda, observou-se teores disponíveis de P no solo onde foi aplicado resíduo semelhantes aos do tratamento que recebeu fertilização mineral.

Em estudo de Lobo et al. (2013) após sete aplicações sucessivas de LE notou-se aumento proporcional as doses nos teores de P no solo. Este aumento está relacionado à adição de material orgânico e a sua decomposição, que possibilita a dissolução de fosfatos insolúveis em água pela ação de ácidos carbônicos; a mineralização do resíduo; a formação de complexos fosfo-húmico (facilmente assimiláveis) e fosfatos orgânicos (fracamente retidos no solo) que incrementam a disponibilidade de P em função a liberação de P orgânico (MELLO, 1980).

1.15. Hipóteses e Objetivos

Ao ser aplicado em áreas agrícolas por dezoito anos consecutivos, supõe-se que o resíduo possibilite aumentar a concentração de carboidratos e das substâncias húmicas do solo, como também, o teor de nitrogênio e fósforo, de modo a disponibilizar quantidades satisfatórias desses elementos para a nutrição adequada da cultura do milho.

Aplicações sucessivas também causam preocupação quanto ao potencial efeito acumulativo de fosfatos e nitratos, que quando lixiviados ou perdidos no escoamento superficial tem como consequência a contaminação de corpos d'água e a eutrofização dos mesmos.

Na literatura, há poucos relatos sobre experimentos de longa duração com aplicações anuais de LE e os efeitos ambientais decorrentes desta atividade que avaliem a disponibilidade de N e P em regiões tropicais. Do mais, o conhecimento e a quantificação do C existente em compostos orgânicos com diferentes graus de estabilidade ou recalcitrância no solo torna-se aspecto importante para compreensão dos processos edáficos e para atualização de práticas que possibilitem o incremento da MOS.

Deste modo, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de doses anuais de LE por dezoito anos consecutivos em incrementar o teor de C das frações húmicas, de carboidratos, do nitrogênio e do fósforo, até a profundidade 0,60 m de um Latossolo cultivado com milho, bem como verificar o acúmulo de nitrogênio e fósforo na planta e avaliar a produtividade de grãos e de matéria seca em plantas de milho.

Os objetivos específicos foram:

- Determinar o teor de carboidrato total, carboidrato solúvel, e C das frações húmicas do solo, em amostras de Latossolo Vermelho distrófico (LVd) na profundidade de 0-0,20; 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m.
- Determinar o teor de N-total, N-amoniacoal ($N-NH_4^+$), N-Nítrico ($N-NO_3^-$) e de P-disponível em amostras de solo coletadas em Latossolo Vermelho distrófico (LVd), nas profundidades 0-0,20; 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m.
- Determinar os teores de N e P na folha usada para diagnose e no grão, e o acúmulo desses nutrientes em planta inteira de milho, cultivada em LVd.

- Avaliar a produtividade de grãos e a produção de matéria seca em plantas de milho.

Referências

ABREU JÚNIOR, C. H.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos Especiais em Ciência do Solo**, Viçosa, v.4, p.391-470, 2005.

ADUAN, R.E.; VILELA, M. de F.; REIS Jr.; F.B. dos. O Ciclo global do nitrogênio. In: Os grandes ciclos biogeoquímicos do planeta. Planaltina: Embrapa Cerrados: Jun 2004. 25 p.(Embrapa Cerrados. Documentos, 119).

ALLARD, B. A comparative study on the chemical composition of humic acids from forest soil, agricultural soil and lignite deposit Bound lipid, carbohydrate and amino acid distributions. **Geoderma**, v.130, p. 77 – 96. 2006.

ALVARENGA, P.; FARTO, C.M.M.;SANTOS, T.; PALMA, P.; SENGO, J.; MORAIS, M.C.;QUEEDA, C.C .Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. **Waste Management**. v. 40 , p. 44-52, 2015.

ALVAREZ LAZO, R. **Nitrogênio, arsênio, bário e estado nutricional de plantas de milho cultivadas em latossolos tratados com lodo de esgoto**. 2010. 114 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2010. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/105205>>

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E.S. Gestão de biossólidos situação e perspectivas. In: **I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul**, Curitiba, dez 1-4, 1998. Disponível em http://www.sanepar.com.br/Sanepar/Gecip/Congressos_Seminarios/Lodo_de_Esgoto/GESTAO_BIOSS_SITUACAO_E_PERSPECTIVAS.pdf

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: Tratamento e disposição final**. v.6. Belo Horizonte: UFMG/SANEPAR, 2001

BENITES, V.M.; MÁDARI, B. & MACHADO, P.L.O.A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: Um procedimento simplificado e de baixo custo. Rio de Janeiro, Embrapa, 2003. 7p. (Comunicado Técnico, 16).

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Lodo de esgoto na agricultura: potencial de uso e problemas**. TEC Hoje, Belo Horizonte, p. 1-4, 2007.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A.; GALVÃO, J.A.H.; GHINI, R. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto: descrição do estudo. In: **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Embrapa meio ambiente. Jaguariúna, 2006. p.17.

BIDONE, F.; SILVA, A. P.; MARQUES, D. M. Lodos produzidos nas Estações de Tratamento de Água (ETAs): desidratação em leitos de secagem e co-disposição em aterros sanitários. In: ANDREOLI, C.V. (coord.) **Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final**. Rio de Janeiro: RiMa / ABES / PROSAB, 2001. p. 121 – 142

BOEIRA, R.C.; MAXIMILIANO, V.C.B. Mineralização de compostos nitrogenados de lodos de esgoto na quinta aplicação em Latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.711-722, 2009.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, n.4, p.1639-1647, 2002

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3.ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 704p.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos** – 2014. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2016. 212 p. :

CAI, Q.Y.; MO, C.H.; WU, Q.T ZENG, Q.Y.; KATSOYIANNIS, A. Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts. **Journal of Hazardous Materials** v.147, p.1063–1072, 2007.

CAMARGO, F.A.O.; SILVA, L.S.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J. Nitrogênio Orgânico do Solo. In: SANTOS, G. de A.; da SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. (2.ed. rev. e atual.) Porto Alegre: Metrópole, 2008. cap. 07. p.645.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, V. M.; MORAES, A. A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 12, p. 1529-1538, 2001.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, n.5, p.935-44, 2003.

CARVALHO, N.L.D.; ZABOT, V. Nitrogênio: nutriente ou poluente? **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental** (e-ISSN: 2236-1170), v.6, n.6, p. 960 – 974, 2012.

CASSINI, S. T. **Biotecnologia Ambiental**. UFES. Programa de Pós Graduação Engenharia Ambiental. p.1-18, 2005.

CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Cultivo de cana-de-açúcar em argissolo tratado com LE. II - Fertilidade do solo e nutrição da planta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.653-662, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000200020>

CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 30 de agosto de 2006. (Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006).

CORNU,S.; NEAL,C.; AMBROSI,J.P.; WHITEHEAD,P.; NEAL,M.; SIGOLO, J.; VACHIER, P. The environmental impact of heavy metals from sewage sludge in ferralsols (São Paulo, Brazil). **Science of The Total Environment**, . 271, n.3, p. 27-48, 2001.

COSTA, F. X., LIMA, V. L.A de, BELTRÃO, N. E. de M., AZEVEDO, C. A.V. de, SOARES, F. A.L., . ALVA, I. D.M . Efeitos residuais da Aplicação de biossólidos e da Irrigação com Água residuária não Crescimento do Milho. **Rev. bras. eng. Agríc. ambiente**. , Campina Grande, v. 13, n. 6, p. 687-693, dezembro de 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662009000600004>.

COSTA, K.A.; OLIVEIRA, L.P. de; FAQUIN, V. **Adubação nitrogenada para o gênero Brachiaria em solos do Cerrado**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2006. 60 p. (Embrapa Arroz e Feijão, Documentos, 192.).

DERRIEN, D.; MAROL, C.; BALABANE, M. & BALESSENT, J. The turnover of carbohydrate carbon in a cultivated soil estimated by ¹³C natural abundances. **Eur. J. Soil Sci.**, v.57, p.547-557, 2006.

DYNIA JF, SOUZA MD, BOEIRA, RC. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de LE. **Pesquisa agropecuária Brasileira.**; v.4, p.855-862, 2006.

EGHBALL, B.; POWER, J.F. Phosphorus and nitrogen Based manure and compost applications: Corn production and soil phosphorus. **Soil Sci. Soc. Am. J.**; v.63, p. 895-901, 1999.

ELLIOTT, H.A.; O'CONNOR, G.A. Phosphorus management for sustainable biosolids recycling in the United States. **Soil Biology and Biochemistry.**, v.39, n.6, p.1318-1327, 2007.

FERNÁNDEZ, J.M.; HERNANDEZ, D.; PLAZA, C.; POLO, A. Organic matter in degraded agricultural soils amended with composted and thermally-dried sewage sludges. **Sci. Total Environ.**, v.378, p. 75–80, 2007.

FRANCISCO JUNIOR, W.E. Carboidratos: Estrutura, Propriedades e Funções. **Química nova na escola.** n. 29, p. 8-13, agosto, 2008.

GALDOS, M. V.; MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um latossolo vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 569-577, maio/jun. 2004.

GLASENER, K.M.; WAGGER, M.G.; MACKOWN, C.T.; VOLK, R.J. Contributions of shoot and roots nitrogen-15 labeled legume nitrogen source to a sequence of three cereal crop. **Soil Science Society of American Journal**, v.66, p.523- 530, 2002.

GOMES, L.P.; COELHO, O.W.; ERBA, D.A.; VERONEZ, M. Critérios de seleção de áreas para reciclagem agrícola de lodos de estações de tratamento de esgoto In: ANDREOLI, C. V. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final.** Rio de Janeiro: RiMA, ABES, 2001. p. 189-214.

GRANT, C.A.; PLATEN, D.N.; TOMAZIEWICZ, D.J.; SHEPPARD, S.C. A importância do fósforo no desenvolvimento inicial da planta. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n.95, 2001.

GU, C.; BAI, YANCHAO; T., TIANYUN; CHEN, G.; SHAN, Y. Effect of Sewage Sludge Amendment on Heavy Metal Uptake and Yield of Ryegrass Seedling in a Mudflat Soil. **Journal of Environmental Quality.** v. 42 n. 2, 2013.

HUANG, XIAO-LAN, YONA CHEN, AND MOSHE SHENKER. Dynamics of phosphorus phytoavailability in soil amended with stabilized sewage sludge materials. **Geoderma** v.170, p. 144-153, 2012.

IPPOLITO, J.A.; BARBARICK, K.A.; NORVELL, K.L. Biosolids impact soil phosphorus accountability, fractionation, and potential environmental risk. *J. Environ. Quality*. 2007;36:764-772.

JUNIO, G. R. Z., SAMPAIO, R. A., NASCIMENTO, A.L., CARNEIRO, J. P., SANTOS, L. D. T., FERNANDES, L. A. Produção de milho adubado residualmente com composto de LE e fosfato de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.12, p. 1289-1297, 2013. <https://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012001200005>

KER, J.C. Latossolos do Brasil: uma revisão. **Revista Geonomos**, v. 5, n.1., 2013.

KHALEE, R.; REDDY, K.R.; OVERCASH, M.R. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. **Journal of Environment Quality**, v.10 , p.133–141, 1981.

KIDD, P.; DOMINGUEZ-RODRIGUEZ, M.; DIEZ, J.; MONTERROSO, C. Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge. **Chemosphere**, v.66 p. 1458–1467, 2007.

LAL, R. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. **Advances in Agronomy**, v. 7., p. 145 155, August 16, 2000.

LAMB, J.A.; FERNANDEZ, F.G; KAISER, D.E. Extension Specialists in Nutrient Management. Understanding Nitrogen in Soils. AG-FO-3770-B—(REVISED 2014). **nutrient management e University of Minnesota**. Disponível em: <http://www.extension.umn.edu/agriculture/nutrient-management/nitrogen/understanding-nitrogen-in-soils/docs/AG-FO-3770-B.pdf>

LATARE, A.M.; KUMAR, O.; SINGH, S.K.; GUPTA, A. Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice–wheat system. **Ecological Engineering**, v. 69, p. 17-24, August 2014.

LEMAINSKI, J.; SILVA, J.E. da. Utilização do biossólido da CAESB na produção de milho no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.741-750, 2006.

LIU, H. Relationship between organic matter humification and bioavailability of sludge-borne copper and cadmium during long-term sludge amendment to soil. **Science of the Total Environment**, v. 8 , n .14, p. 566–567, 2016.

LOBO, T.F. GRASSI FILHO, H.; BÜLL, L.T. MOREIRA, L.L.Q. Manejo do lodo de esgoto e nitrogênio mineral na fertilidade do solo ao longo do tempo. **Semina: Ciências Agrárias**. v. 34, n.6, p.2705-2726, 2013;.

LUCZKIEWICZ, A. Soil and groundwater contamination as a result of sewage sludge land application. **Polish J. of Environ. Stud.**; v.15, n. 6, p. 869,2006.

MACCARTHY, P. The principles of humic substances. **Soil Science**, v. 166, n. 11, p. 738-751, 2001.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2.ed. Piracicaba: **POTAFOS**, 1997: 319.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Editora Ceres, 2006. 631p.

MARIN, V. A.; BALDANI, V. L. D.; TEIXEIRA, K. R. dos S.; BALDANI, J. I. Fixação biológica de nitrogênio: Bactérias fixadoras de nitrogênio de importância para a agricultura tropical. **Folhetos**. Embrapa Agrobiologia, 1999.

MARINARI. S.; MASCIANDARO, G.; CECCANTI, B.; GREGO, S. Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. **Bioresource Technology**, v. 72, p. 9–17, 2000.

MARTINS, C. R; PEREIRA, P. A. de; LOPES, W. A .e ANDRADE, J B. de . Ciclo Globais de Carbono, Nitrogênio e Enxofre: A importância da Química da Atmosfera. **Química Nova na Escola**, São Paulo, n.5, p.28-41, nov. 2003.

MELLO, F. A. F. O. **O fósforo no solo e na adubação fosfatada**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1980. 39 p.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. D. O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, n.1, p.101-110, 2008.

MELO, W. J. DE; MARQUES, M. O.; MELO, V. P. DE. LE: Tratamento e disposição final, Belo Horizonte: UFMG, 2001. cap.11, p.89-363.

MELO, W.J.; AGUIAR, P.S.; MELO, G.M.P.; MELO, V.P. Nickel in a tropical soil treated with sewage sludge and cropped with maize in a long-term field study. **Soil Biol. Biochem.**, v.39, p.1341-1347, 2007.

MELO, W.J.; BERTIPAGLIA, L.MA; MELO, G.M.P; MELO, V.P.M. **Carboidratos**. Jaboticabal: Funep, 1998. 214 p.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R.A. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 18, p.449-455, 1994.

METZ, R. **Efeito residual de lodos de esgoto alcalinizado sobre a atividade microbiana em três solos do Estado do Paraná, sob cultivo de feijoeiro**. Dissertação de mestrado.2013 83 f. Universidade Federal Do Paraná, Curitiba, 2013.

METZGER, L.; YARON, B. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. B.A. Stewart (Ed.), **Advances in Soil Science**, v. 7, p. 141–163, Springer, New York, 1987.

MOTTA, S.R; MAGGIORE, T. Avaliação da gestão do azoto no cultivo de milho cresce em solo tratado com LE e uréia. **European Journal of Agronomy**.;v.45, p.59-67, 2013.

NASCIMENTO, A.L; SAMPAIO, R.A.; JUNIO, G.R.Z.; CARNEIRO, J.P.; FERNANDES, L.A.; RODRIGUES, M.N. Teores de metais pesados no solo e em girassol adubado com LE. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.18, n.3, p. 294-300, 2014.

NELSON, D.L; COX, M.M. **Lehninger princípios de bioquímica**. 3°ed. São Paulo, 2002.

NETO, I. F. F.**Estudo dos processos de nitrificação e desnitrificação numa estação de tratamento de águas residuais**. 2011. Dissertação de Mestrado em Tecnologia e Segurança Alimentar – Qualidade Alimentar. Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa, Outubro de 2011.

NUVOLARI, A. et al. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 2ª ed. São Paulo: Blucher, 2011. 565p.

O'CONNOR, G. A.; ELLIOTT, H. A. The agronomic and environmental availability of biosolids-P (Phase II), Tech. Rep. 99-PUM-2Ta, Water Environment Research Foundation (WERF), Alexandria, Va, USA, 2006.

OLIVEIRA, F. C., MATTIAZZO, M. E., MARCIANO, C. R., ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de LE em um Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n.2, p.505-519, 2002.

PAGLIAI, M; GUID, G.; LA MARCA, M. ; GICHETTI, M.; LUCAMANTE, G. Effect of sewage sludge and composts on soil porosity and aggregation. **Journal of Environment Quality**, v.10, p. 556–561,1981.

PAVINATO, P. S; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa , v. 32, n. 3, p. 911-920, 2008.

PIGATIN, L. B. F. **Compostos orgânicos de origem agroindustrial e urbana aplicados à produção vegetal e fertilidade do solo**. 2011.Dissertação de Mestrado. São Paulo: Instituto de Química de São Carlos, 2011.

PIRES AMM, ANDRADE CA, SOUZA NAP, CARMO JB, COSCIONE AR, CARVALHO CS. Disponibilidade e mineralização do nitrogênio após aplicações sucessivas de LE no solo, estimadas por meio de incubação anaeróbica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**., v.50, p.333- 342, 2015.

PIRES, A M. M. USO AGRÍCOLA DO LE: ASPECTOS LEGAIS. EMBRAPA Meio Ambiente, Jaguariúna, 2006. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Pires_lodoID-0L1Y8Wo2Vx.pdf

PIRES, A. M. M.; MATTIAZZO, M. E. Avaliação da Viabilidade do Uso de Resíduos na Agricultura. EMBRAPA Jaguariúna, Circular Técnica 19. ISSN 1516-4683, 2008.

PRADO, R. M. **Nutrição de Plantas**. 1.ed. São Paulo: Editora UNESP, 2008. v.1. 300p.

PRIMO, D.C., MENEZES, R.S.C. & SILVA, T.O. Substâncias húmicas da matéria orgânica do solo: Uma revisão de técnicas analíticas e estudos no nordeste brasileiro. **Sci. Plena**, v.7, p.1-13, 2011.

QUINTANA, N. R. G.; CARMO, M. S. do; MELO, W. J. de. Lodo de esgoto como fertilizante: produtividade agrícola e rentabilidade econômica. **Nucleus**, v.8, n.1, p. 183-192, 2011.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Ceres; Potafos, 1991. 343p.

REEVES, D.W. The list of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil e Tillage Research*, Amsterdam, v. 43, p.131– 167, 1997.

REIS, V.M.; TEIXEIRA, K.R.S. Fixação biológica do nitrogênio - Estado da arte. In: Aquino AM, Assis RL, editores. **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; 2005. p.350-68.

ROCHA, I. T. M. da; SILVA, A.V. da; SOUZA, R.F. de; FERREIRA, J. T. P. Uso de resíduos **como** fonte de nutrientes na agricultura. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 5, p. 47 - 52, (Edição Especial) dezembro, 2013.

SCHNITZER, M.; KODAMA, H.; RIPMEESTER, J. A. Determination of the aromaticity of humic substances by X-ray diffraction analysis. **Soil Science Society American Journal**, v.55, p. 745-750, 1991.

SENGIK, E. S. OS MACRONUTRIENTES E OS MICRONUTRIENTES DAS PLANTAS. 22 p. 2003. Disponível em: <http://www.nupel.uem.br/nutrientes-2003.pdf>

SERNA, M.D.; POMARES, F. Nitrogen mineralization of sludge-amended soil. **Bioresource Tech.**, v.39, p. 285–290, 1992.

SHAHBAZ, M; KUZYAKOV, Y.; HEITKAMP, F. Decrease of soil organic matter stabilization with increasing inputs: Mechanisms and controls. **Geoderma**, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.019>

SILVA, F. DE A. S. E.; AZEVEDO, C. A. V. de. Principal Components Analysis in the Software Assistat-Statistical Attendance. In: WORLD CONGRESS ON COMPUTERS IN AGRICULTURE, 7, Reno-NV-USA: **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, 2009.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (eds.) **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.275-374, 2007.

SILVEIRA, M.L.; O'CONNOR, G. Temperature Effects on Phosphorus Release from a Biosolids-Amended Soil. **Applied and Environmental Soil Science**. 2013; doi:10.1155/2013/981715

SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste management**, v.28, n.2, p. 347-358, 2008.

SOUZA, W.J.O de. Formas de fósforo em solo tratado com biossólido. [Tese doutorado] 2004. 112 f. Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias; Jaboticabal, 2004.

SPOHN, M; GIANI, L. Water-stable aggregates, glomalin-related soil protein, and carbohydrates in a chronosequence of sandy hydromorphic soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1505-1511, 2010.

STEPHENSON, R. J. Availability of Nitrogen in Sewage Sludges." **Sewage and Industrial Wastes**, v. 27, n.1 p.34-39, 1955.

STEVENSON, F. J. **Humus Chemistry: genesis, composition, reactions**. 2. ed. New York: John Wiley, 1994. 496 p.

STIETIYA, M.H; WANG, J.J. Effect of organic matter oxidation on the fractionation of copper, zinc lead, and arsenic in sewage sludge and amended soils. **J. Environ. Qual.**, v.40, p.1162–1171, 2011.

TARRAND, J. J.; KRIEG, N. M.; DÖBEREINER, J. A Taxonomic study of the Spirillum lipoferum group with descriptions of a new genus, Azospirillum gen. nov, and two species, Azospirillum lipoferum (Beijerinck) comb. nov. and Azospirillum brasilense sp. nov. **Canadian Journal of Microbiology**, Ottawa, v. 24, p. 967-980, 1978.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soil. **J. Soil Sci.**, v.33, p141-163, 1982.

TOWNSEND, C. R.A. Nitrogênio em sistemas pastoris. Porto Velho, RO: Embrapa Rondônia, 2011. 29 p. (Documentos / Embrapa Rondônia, ISSN 0103-9865; 138).

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólido. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J. & MARQUES, M.O., eds. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo, SABESP, Escola Politécnica – USP, ESALQ, UNESP, 2001. p.133-180.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) (2009) - Nutrient control design Manual – State of technology review report. EPA/600/R-08/012.

WARMAN, P.R.; TERMEER, W.C. Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage— yields and N, P and K content of crops and soils. **Bioresour Technol**, v. 96, p.955–961, 2005;.

YADA, M. M. **Metais pesados, atributos químicos e bioquímicos em latossolos e plantas de milho após aplicação de lodo de esgoto por dezesseis anos consecutivos**. 2014. 88 p. Tese (doutorado). - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal, 2014. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/121929>

YOUSSEF, D. H.; EL-SAID, G. F.; SHOBIER, A. H.. Distribution of total carbohydrates in surface sediments of the Egyptian Mediterranean coast, in relation to some inorganic factors. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 7, p.823–832, 2014.

ZUCARELI, C., RAMOS JUNIOR, E.U., BARREIRO, A. P., NAKAGAWA, J., CAVARIANI, C. Adubação fosfatada, componentes de produção, produtividade e qualidade fisiológica em sementes de feijão. **Revista Brasileira de Sementes**, v.28, n.1, p. 9-15, 2006 . <https://dx.doi.org/10.1590/S0101-31222006000100002>

CAPÍTULO 2- Frações de carbono em Latossolo Vermelho distrófico tratado com lodo de esgoto por dezoito anos consecutivos

Resumo - Ações voltadas para melhorar o saneamento básico estão dentre as mais importantes para fornecer qualidade de vida à população. Deste modo, com o aumento do tratamento de esgotos há geração de maior quantidade de resíduo proveniente do tratamento denominado lodo de esgoto (LE). A busca por uma destinação sustentável ao resíduo tem norteado pesquisas que objetivam seu emprego em áreas agrícolas visando aumentar o teor de matéria orgânica e de nutrientes do solo. É recente a preocupação de que a utilização do LE por longo tempo possa vir a modificar a dinâmica da matéria orgânica do solo. Para melhor entender o processo que envolve a mineralização da MOS, o objetivo deste estudo foi quantificar as frações de C (os teores de C- Carboidrato total e solúvel e das frações ácido húmico (AH) e ácido fúlvico (AF) em um Latossolo Vermelho distrófico até a profundidade 0,60 m, que há dezoito anos recebe aplicações anuais de LE. O experimento foi instalado em condições de campo em Jaboticabal, SP com delineamento experimental em blocos casualizados com 4 tratamentos, em 3 profundidades (fatorial 4X3) e 5 repetições. Os tratamentos para o décimo oitavo ano de experimentação foram: T0= controle (fertilização mineral, sem aplicação de LE), T5 = 5 Mg ha⁻¹ de LE, T10= 10 Mg de ha⁻¹ de LE e T20= 20 Mg ha⁻¹ de LE, todos base seca. Os teores de carboidrato total e carboidrato solúvel apresentaram maior teor no tratamento que recebeu a maior dose (20 Mg ha⁻¹) de LE, para as três profundidades avaliadas. Contudo, com o aumento da profundidade o teor de carboidrato solúvel em T0 foi crescente ao ponto de não diferir de T20, que recebe a maior dose do resíduo. Em função da aplicação do LE os tratamentos apresentaram maiores teores de C nas frações AH e AF, sendo que a fração AF apresentou maior teor de C, do que a fração AH, provavelmente devido ao menor grau de humificação da MOS.

Termos de indexação: carboidrato total, carboidrato solúvel, substâncias húmicas.

2.1. Introdução

O alto conteúdo de material orgânico faz do LE um resíduo com potencial para utilização agrícola, sobretudo em regiões tropicais, onde os solos apresentam baixa capacidade de troca catiônica em função do avançado estágio de intemperismo e do predomínio na fração argila de caulinita e óxidos de ferro e alumínio (NASCIMENTO et al., 2014).

A reciclagem de resíduos orgânicos como o LE se estabelece como uma forma de manejo para incrementar os teores de carbono (C) do solo. Assim, o uso do lodo na agricultura torna-se vantajoso, pois, sendo o resíduo material rico em C e alguns nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), possui efeito condicionador de solo, vislumbrando a utilização de menor quantidade de fertilizantes minerais.

Tão importante quanto o aporte de C ao solo via lodo, é a qualidade do material a ser disposto no solo. Dependendo da origem o LE pode conter elevados teores de compostos orgânicos como os carboidratos, que no solo conferem maior estabilidade aos agregados, retenção de água, permeabilidade de gases, e a melhoria destes atributos refletem em maior desenvolvimento e crescimento dos vegetais (MELO et al., 1998).

Entretanto, a abundância relativa de compostos orgânicos (carboidratos, lipídios, aminoácidos, lignina e substâncias húmicas) presentes no resíduo determinam parcialmente sua taxa de degradação após aplicação no campo (BRADY; WEIL, 2013). Parte da fração orgânica do lodo adicionado ao solo é mineralizada rapidamente, podendo corresponder a cerca de 20 a 40% do C adicionado. O restante trata-se de material recalcitrante, em função da composição química do resíduo (gorduras, material lignificado), ou em virtude das interações entre o LE e a fração mineral dos solos (CARVALHO, 2015).

O teor da matéria orgânica do solo (MOS) resultada do balanço existente entre mecanismos de adição, transformação e mineralização dos resíduos introduzidos no sistema, bem como, entre o equilíbrio destes mecanismos com atributos do solo e do clima local (HORWATH, 2015). Além desses fatores, o teor da MOS pode variar em função das sucessivas aplicações de resíduos (como o LE), da quantidade e das características do resíduo, advindas dos diversos processos de tratamento de esgotos (processo gerador do LE) (BUENO et al., 2011).

A fração mais recalcitrante da MOS, constituiu-se em grandes proporções por estruturas hidrofóbicas e exibem maior resistência à decomposição, permanecendo no solo por milhares de anos (DICK et al., 2008). Já estruturas tipo carboidratos são mais lábeis, podem ter origem primária (vegetal) e secundária (microbiana e derivados da MOS) (Gunina e Kuziakov, 2015) e ser especialmente consumidas por microrganismos, sendo degradadas em um curto espaço de tempo (DERRIEN et al., 2006).

Apesar da grande quantidade de material orgânico existente no lodo são raros estudos que avaliem o impacto da disposição desse composto na qualidade da MOS. As substâncias húmicas (SH) juntamente com a argila desempenham funções importantes no solo relacionados à atividade química do mesmo, como complexação de metais e mecanismos de troca iônica, forma pela qual a água e vários nutrientes são retidos no solo (ALMEIDA et al. 2008) e disponibilizados as plantas. Dessa forma, o balanço das frações húmicas é o que determina o nível de incremento dessas atividades no solo.

As informações sobre os teores desses compostos orgânicos e das frações da MOS em sistemas manejados com LE são escassas, principalmente em áreas com sucessivas aplicações desse resíduo, ou seja, com efeitos em longo prazo.

Portanto, para melhor entender o processo que envolve a mineralização, qual o teor de alguns dos compostos presentes na MOS, e conseqüentemente sua qualidade o objetivo deste estudo foi quantificar as frações de C (os teores de C-carboidrato total e solúvel) e das frações ácido húmico (AH) e ácido fúlvico (AF) em um Latossolo Vermelho distrófico que há dezoito anos recebe aplicações anuais de LE.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Localização, cultura e índice pluviométrico do experimento

O experimento está instalado em blocos casualizados em Jaboticabal-SP, Brasil (21° 13' 57,96" S e 48° 17' 06,18" W), desde 1997, cujo clima, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Aw, tropical, seco no inverno (megatérmico) (ROLIM, 2014). Sob condições de campo, em área experimental da Fazenda de Ensino e Pesquisa da FCAV, localizada na UNESP, em Latossolo Vermelho

distrófico (LVd) (EMBRAPA, 2013) em parcelas experimentais com 60 m² (6 x 10 m).

A cultura utilizada no ano agrícola 2014/2015 foi o milho (*Zea mays* L.).

A adubação mineral foi empregada conforme recomendação oficial do Estado de São Paulo, para a cultura do milho (RAIJ et al. 1997).

A precipitação e temperatura média durante a realização do experimento, ano agrícola 2014/2015 encontra-se detalhada na Figura 1.

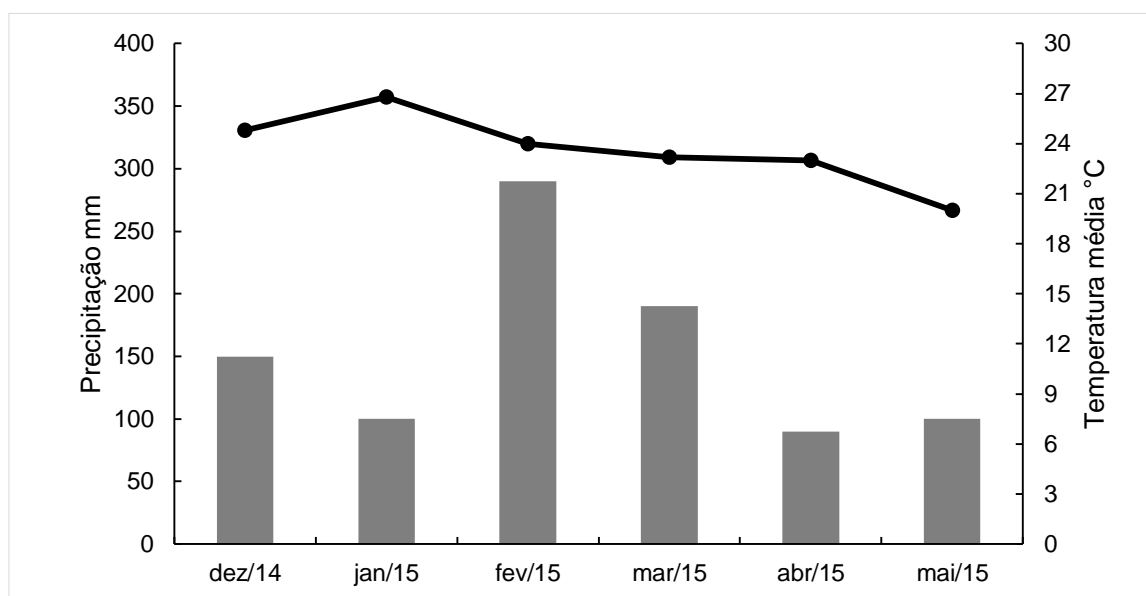


Figura 1. Precipitação e temperatura média durante o período de dezembro de 2014 a maio de 2015. Fazenda Experimental FCAV, UNESP, Jaboticabal/SP.

2.2.2. Tratamentos e delineamento experimental

Os tratamentos utilizados no décimo oitavo ano foram: T0: controle, (apenas fertilização mineral); T5: 5 Mg ha⁻¹ de LE; T 10: 10 Mg ha⁻¹ de LE; e T 20: 20 Mg ha⁻¹ de LE , base seca, com cinco repetições.

O delineamento utilizado foi em blocos ao acaso (DBC), em esquema fatorial 4X3 (4 tratamentos e 3 profundidades de amostragem) com 5 repetições.

2.2.3. Instalação e condução do experimento ano agrícola 2014/2015

Anterior à instalação do experimento ano agrícola 2014/2015 foi realizado amostragem de solo com auxílio de trado do tipo holandês, para fins de

caracterização química (Tabela 1), na profundidade de 0 – 0,2 m. Foram coletadas de 10 sub-amostras por parcela para formação de uma amostra composta (5 na linha de plantio a 5 cm das plantas e 5 nas entrelinhas). As amostras simples foram reunidas, homogeneizadas e identificadas, após foram submetidas à secagem ao ar e na sombra e passadas por peneira (< 2 mm).

Tabela 1. Características químicas do LVd (0-0,20m) antes da instalação do experimento no décimo oitavo ano de aplicação de LE.

Dose de LE	P _{Mehlich I}	MO	pH _{CaCl₂}	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
Mg ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g dm ⁻³	-				mmol _c dm ⁻³			%
0	53	21	5,3	3,0	22	15	25	41	66	60
5	151	23	5,1	2,6	20	11	28	33	62	55
10	215	26	5,2	2,8	25	13	28	39	67	58
20	257	25	5,1	2,4	23	14	30	40	70	57

LE= lodo de esgoto. LVd = Latossolo Vermelho distrófico.

De posse dos resultados notou-se necessidade de aplicação de calcário, e a dose utilizada foi à necessária para elevar a saturação por base para 70% em todos os tratamentos do experimento. Foi aplicado a lanço calcário dolomítico (PRNT = 65%) em quantidades 1,50 Mg ha⁻¹ para T0; 0,84 Mg ha⁻¹ para T5; 1,43 Mg ha⁻¹ para T10 e 1,87 Mg ha⁻¹ para T20. Após aplicação, foi realizada a incorporação do calcário ao solo a 10 cm de profundidade por meio de gradagem leve.

Para o 18º ano agrícola o lodo utilizado foi proveniente a Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Franca/SP.

Para a caracterização química do LE coletaram-se seis amostras simples em diferentes pontos da massa do resíduo, as quais foram homogeneizadas e reunidas em uma amostra composta (ABNT, 2004). A concentração C orgânico foi determinada pelo método de Walkley e Black (1934), a de carboidrato total foi determinada pelo método da antrona (Brink et al. 1959) e carboidrato solúvel por método da antrona (Melo, 1977). O N foi determinado pelo método de Kjeldahl (Melo, 1974); o P, por espectrofotometria (MALAVOLTA et al. 1997); o K, por fotometria de chama (Sarruge; Haag, 1974); e os demais elementos, por espectrofotometria de absorção atômica no extrato da digestão com HNO₃ + H₂O₂ + HCl segundo método 3050b (USEPA, 1996).

Tabela 2. Caracterização química do lodo de esgoto usado no 18º ano de experimentação.

Elemento	Teor (g kg ⁻¹)	Elemento	Teor (mg kg ⁻¹)
N	33	Fe	15340
P	47	Mn	213
K	4	Zn	500
Mg	3	Cu	165
Ca	11	Pb	38
		Ba	78
C/N	5,0	Cr	159
Carboidrato total (mg kg ⁻¹)	608	Cd	0,94
Carboidrato solúvel (mg kg ⁻¹)	503,0	Ni	89

Nas parcelas que o receberam a aplicação do LE foi realizada a lanço, em área total, uniformemente distribuído, nas respectivas doses de cada tratamento, com a umidade com que chegou da ETE, sendo incorporado por meio de gradagem leve (10 cm de profundidade), após 2 dias.

Após a incorporação do LE, as parcelas foram sulcadas em espaçamento de 0,90 m (totalizando 6 linhas por parcela) e o fertilizante mineral (NPK) foi aplicado em T0 na quantidade de: 30, 50 e 50 Mg ha⁻¹ de N, P₂O₅ e K₂O, em T5 na quantidade: 28,5 Mg ha⁻¹ de K₂O, em T10 na quantidade de: 7 Mg ha⁻¹ de K₂O e T20 na quantidade de: 35,5 Mg ha⁻¹ de K₂O, em todas as parcelas a adubação mineral foi empregada no sulco de semeadura.

O milho (híbrido Sygenta impacto) foi semeado (0,90 m de espaçamento, utilizando-se de 7 a 9 sementes por metro linear) logo após a fertilização mineral.

Quando as plântulas apresentavam cerca de 20 cm de altura foi realizado desbaste, visando à adoção de 6–8 plantas metro linear.

A adubação de cobertura foi realizada aos 44 dias após a semeadura, sendo utilizado 40 Mg ha⁻¹ de K₂O para cada tratamento.

2.2.4. Coleta e análises

Para determinação do teor de carboidrato total, carboidrato solúvel e carbono das SH no solo, seguiram-se as mesmas orientações que a coleta de solo para avaliação da fertilidade, porém, a amostragem se deu em três profundidades distintas: 0,0–0,20; 0,20–0,40; 0,40–0,60 m.

Para determinação do carboidrato total o método utilizado foi o da antrona, descrito por (Brink et al., 1959), onde o ácido sulfúrico concentrado causa a

desidratação dos monossacarídeos formados pela hidrólise da amostra de solo. Os monossacarídeos, sob a ação de ácidos minerais sofrem desidratação, formando furfural ou hidroximetilfurfural, que reagem com compostos fenólicos, dando origem a complexos coloridos. Os monossacarídeos desidratados, na presença de antrona, formam um complexo de cor verde, cuja absorvância, lida em espectrofotômetro à 607 nm, é proporcional à concentração de carboidrato total.

Para a determinação dos carboidratos solúveis foi utilizado o método da antrona descrito por Melo (1977), que consiste em desidratar os monossacarídeos utilizando-se solução de KCl 2 mol L⁻¹ sob agitação. Posteriormente, utiliza-se uma alíquota desta solução junto à antrona, formando-se um complexo de cor verde. A absorvância deste complexo, lida em espectrofotômetro à 607 nm, é proporcional à concentração dos chamados açúcares redutores (carboidratos que possuem hidroxila glicosídica livre ou potencialmente livre).

Para avaliar a qualidade da matéria orgânica nas amostras de solo, utilizou-se o método de extração e de fracionamento das matérias húmicas com hidróxido de sódio, descrito em Dabin (1971) e modificado por Duarte (1994), em que a matéria orgânica do solo é fracionada qualitativamente por meio da solubilidade em meio alcalino e ácido, determinando-se os teores de carbono total nas frações obtidas. O início da extração foi realizado com adição de um agente alcalino origina uma fração solúvel em álcali, denominada matéria húmica (MH) e um resíduo chamado de humina (HN).

Quando acidificada, a fração MH produz uma fração insolúvel em meio ácido, denominada ácido húmico (AH), e uma fração solúvel neste meio, conhecida como ácido fúlvico (AF). A determinação do C orgânico nas frações MH, AH, AF seguiu o princípio do método da oxidação por via úmida (Walkley; Black, 1934), onde utilizou-se 10 ml de volume de solução do extrato obtido no fracionamento da MH e do AH. O teor de C total no AF foi obtido pela diferença entre C total na MH e no AH.

2.2.5. Análise estatística dos dados

Os resultados obtidos para os diferentes atributos avaliados foram submetidos à análise da variância, nos casos em que o teste F mostrou-se significativo ($p < 0,05$) aplicou-se o teste de comparação de médias (teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade) usando o software ASSISTAT (SILVA; AZEVEDO, 2009). Os

resultados não foram analisados por meio de métodos de regressões, como seria esperado, em função das alterações nas doses de LE (nos anos iniciais do experimento; 1999) e da complementação da fertilização com LE por meio de fertilizantes minerais.

2.3. Resultados e Discussão

2.3.1. Carboidrato total e solúvel no LVd

No LVd, tanto as doses de LE, como o aumento da profundidade de amostragem determinaram alterações na concentração de carboidrato total (Tabela 3). Nas três profundidades avaliadas, a maior concentração deu-se em T20, superando o teor encontrado no tratamento controle, T0 em 30, 10 e 26% para as camadas 0,0-0,20; 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m, respectivamente.

A adição do resíduo proporcionou incremento no teor de carboidratos totais no solo não só na maior dose, mas em todos os tratamentos que o receberam na profundidade 0,40-0,60 m e em T10 e T20 na camada superficial do solo (Tabela 3).

Tabela 3. Teor de Carboidrato total em LVd tratado com lodo de esgoto por 18 anos consecutivos.

Profundidade (m)	T0 (0 Mg ha ⁻¹)	T5 (5 Mg ha ⁻¹)	T10 (10 Mg ha ⁻¹)	T20 (20 Mg ha ⁻¹)
0-0,20	74,9 aB	84,8 aB	99,7 aA	105,6 aA
0,20-0,40	64,7 aA	65bA	63,7 bA	71,1 bA
0,40-0,60	45,5 bB	59 bA	63,5 bA	61,1 bA

CV = 8,28%. As médias seguidas pela mesma letra maiúscula (doses de LE) e letras minúsculas (profundidade) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. LVd = Latossolo Vermelho distrófico.

Visto que o LE proporciona ao solo maior aporte de material orgânico e estes são fontes primárias de entrada de carboidratos como amido e celulose, este aumento já era esperado. Sendo muito positivo, pois o aumento da concentração de carboidratos no solo estimula a transição de microrganismos, que anteriormente estavam inativos, para os estágios ativos (Blagodatskaya; Kuzyakov, 2013); e esta ativação contribui para a produção de exoenzimas, que aceleram a formação da MOS e a mineralização de nutrientes que se apresentam na forma orgânica, não assimiláveis pelas plantas, principalmente N, P e S (GUNINA; KUZIAKOV, 2015).

De modo geral, em camadas mais profundas todas as doses de LE apresentaram redução no teor de carboidratos totais, sendo a diferença mais pronunciada em T20, entre as camadas 0,0-0,20 e 0,40-0,60 m, com redução de 42% (Tabela 3). É de se esperar que este resultado ocorra, visto que a adição de LE e o aporte por resíduos culturais tem maior concentração nas primeiras camadas do solo.

Os carboidratos solúveis, constituídos por oligo e monossacarídeos, são facilmente disponíveis e rapidamente utilizados para manutenção (respiração e anabolismo) da microbiota do solo, o que proporciona incremento no reservatório de C do solo (GUNINA; KUZIAKOV, 2015). No décimo oitavo ano de experimentação, os teores desses compostos diferiram significativamente na camada superficial entre T20 e os demais tratamentos, sendo que o tratamento que recebeu a maior quantidade de resíduo apresentou teor 61% superior em relação ao tratamento controle (Tabela 4).

Tabela 4. Teor de Carboidrato solúvel em LVd tratado com lodo de esgoto por 18 anos consecutivos.

Profundidade (m)	T0 (0 Mg ha ⁻¹)	T5 (5 Mg ha ⁻¹)	T10 (10 Mg ha ⁻¹)	T20 (20 Mg ha ⁻¹)
0-0,20	45,1 bB	72,6 aB	62 abB	115,9 aA
0,20-0,40	64,9 abAB	43,6 abB	73,8 a AB	88,7 aA
0,40-0,60	88,2 aA	25,4 bB	34,1 bB	94,1 aA

CV = 21, 27%. As médias seguidas pela mesma letra maiúscula (doses de LE) e letras minúsculas (profundidade) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. LVd = Latossolo Vermelho distrófico.

A adição de grandes quantidades de resíduos orgânicos é uma das responsáveis por este resultado, mas não a única. Entre os numerosos componentes que são exsudados pelas raízes, os carboidratos, principalmente na forma de monossacarídeos, são os mais abundantes (HUTSCH et al., 2002; SCHWEINSBERG-MICKAN et al., 2012).

Ao contrário do que ocorreu com os tratamentos que receberam LE, o teor de carboidratos solúveis no tratamento controle aumentou com a profundidade, a ponto de não diferir do tratamento que recebeu 20 Mg ha⁻¹ e ser maior que os tratamentos que receberam 5 e 10 Mg ha⁻¹ de LE na profundidade 0,40-0,60 m (Tabela 4). A este fato pode estar relacionado o aumento da biomassa microbiana nas doses 5 e 10

Mg ha⁻¹, com o consumo dos carboidratos solúveis gerados, enquanto na dose máxima de LE os carboidratos solúveis gerados estiveram acima da capacidade de absorção pela biomassa microbiana, migrando para as profundidades inferiores do solo.

Outra possibilidade seria a exsudação de carboidratos solúveis pelas raízes da planta de milho, (quantidade de matéria seca produzida em T0 foi semelhante aos dos tratamentos que receberam LE) proporcionando a entrada no solo de maiores quantidades de monossacarídeos (SCHWEINSBERG-MICKAN et al. 2012) ou até mesmo um processo de degradação da fitomassa radicular.

Já o decréscimo dos teores de carboidratos solúveis em T5 e T10 decorre possivelmente de estresse na microbiota, causado principalmente pela adição de contaminantes provenientes das dezoito aplicações consecutivas de LE (Fernandes et al., 2000), refletindo em maior gasto energético pela microbiota do solo e conseqüentemente, maior consumo de carboidratos (ANDERSON, 2003; BUENO et al., 2011). Ou mesmo, o uso destes compostos para crescimento da biomassa microbiana em função da disponibilidade de outros nutrientes, não aplicados no tratamento controle (aporte via LE), ou aplicados em menor quantidade, como é o caso do P.

O ocorrido nos tratamentos T5 e T10 também deve se estender a T20, porém, devido ao grande volume de lodo aplicado nesse tratamento, é possível que os compostos estão em excesso, o que incide sob uma estabilização da concentração de carboidratos nas três profundidades de amostragem.

A quantidade de carboidratos no solo vai repercutir na qualidade e estabilidade das SH. Andrade et al. (2013) afirmam que o aumento no teor de destes compostos evidencia a presença de estruturas mais lábeis nos ácidos húmicos, ou seja com menor estabilidade.

2.3.2. Teor de carbono nas substâncias húmicas do LVd

Quanto ao teor de C nas SH, verificou-se que os resultados nas camadas 0,0-0,20 e 0,20-0,40 m foram semelhantes (Tabela 5), sendo que somente as doses mais elevadas do resíduo (10 e 20 Mg ha⁻¹) proporcionaram incremento no teor do elemento da fração total, corroborando com o encontrado por Lobo et al. (2013) em um Latossolo Vermelho amarelo com diferentes manejos e que recebeu doses de

LE por 2 anos. É oportuno salientar que maiores teores de matéria orgânica encontram-se na camada superficial (0-0,20 m) em virtude do aporte dos restos culturais e, no caso deste estudo, em decorrência das sucessivas aplicações do LE. Desta maneira, os teores de C em profundidade tendem a ser menores que os encontrados na camada superficial do solo.

Com aumento da profundidade (0,40-0,60 m), os teores de C das SH apresentaram decréscimo em T10 e T20, porém aumentaram em T0 e T5 (Tabela 5). Este fato pode estar relacionado com o incremento dos teores de compostos de C menos estáveis na MOS, a exemplo de monossacarídeos presentes no AF (CANELLAS et al. 2001) e lixiviados em virtude da intensidade pluviométrica e da porosidade do solo (LVd).

Tabela 5. Carbono nas frações SH, AH e AF de LVd tratado com LE por 18 anos consecutivos.

Tratamento 0	Tratamento 5	Tratamento 10	Tratamento 20
.....g kg ⁻¹			
SH CV = 8,11%			
0,0-0,20 m			
5,07bB	5,54 aB	6,66 aA	7,45 aA
0,20-0,40 m			
4,28bB	3,74 bB	6,16 abA	6,26 bA
0,40-0,60 m			
6,34aA	5,97 aA	5,54 bA	6,34bA
AH CV = 6,71%			
0,20-0,40 m			
1,31 aB	1,36 aB	1,35 aB	1,77 aA
0,20-0,40 m			
1,05bB	0,91 bB	1,45 aA	1,52 bA
0,40-0,60 m			
1,43 aAB	1,29 aB	1,30 aAB	1,50 bA
AF CV = 7,53%			
0,0-0,20 m			
4,34 aB	4,22 aB	4,52 aB	5,68 aA
0,20-0,40 m			
3,23 bB	3,19 bB	4,70 aA	4,51 bA
0,40-0,60 m			
4,91 aA	4,75 aA	4,33 aA	4,62 bA

SH= Substâncias húmicas, AH= ácido húmico, AF= ácido fúlvico. As médias seguidas pela mesma letra maiúscula (doses de LE) e letras minúsculas (profundidade) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. LVd = Latossolo Vermelho distrófico.

O teor de C na fração AH diferiu em função das doses de LE, sendo observado na dose correspondente a 20 Mg ha⁻¹ incremento em comparação com as demais doses, para as três profundidades avaliadas (Tabela 5). Ao comparar o teor de C nos AH em função da profundidade, em todos os tratamentos observa-se um decaimento do teor, relacionado à menor influência que o LE e os resíduos da cultura exercem em camadas mais profundas.

A fração AF apresentou maior teor de C do que a fração AH nas três profundidades de amostragem, com diferença entre o tratamento controle e o que recebeu a dose 20 Mg ha⁻¹ anualmente (Tabela 5). O aumento do teor de C nesta fração relaciona-se com o grau de humificação da MOS, em virtude da qualidade do resíduo (baixa relação C/N, portanto mais recalcitrante) e com as sucessivas aplicações, ainda não ocorreu a completa estabilização das SH no solo. É importante frisar que grandes volumes de resíduos aplicados ao solo exercem influência sob a dinâmica da MOS e se o volume de resíduo for superior à atividade de consumo da microbiota, refletirá negativamente na taxa de mineralização e fixação do C, reduzindo-a (ANDRADE et al., 2013).

Além do resíduo aplicado, as plantas adicionam ao solo cerca de 15 a 40% de C através rizodeposição (HUTSCH et al., 2002) característicos por apresentar substâncias orgânicas de baixo peso molecular e que afetam vários processos, especialmente os envolvidos na mineralização do C (GUNINA; KUZIAKOV, 2015). De acordo com Hutsch et al. (2002), cerca de 2-5% de C liberado pelas raízes no solo é acumulado no MOS.

Os teores de C no AF foram superiores aos encontrados no AH (Tabela 5), o que demonstra menor grau de estabilidade da MOS, provavelmente em decorrência do aumento dos teores de compostos menos humificados e, portanto, mais lábeis no solo. Almeida et al. (2008) encontraram frações equivalentes a deste estudo com maior proporção de AF ao aplicar o método da International Humic Substances Society (IHSS) modificado para fracionar as SH em solo tratado com LE das estações de tratamento de Franca e Barueri, SP.

2.4. Conclusão

Para as três profundidades avaliadas, os teores de carboidrato total e carboidrato solúvel apresentaram incremento no tratamento que recebeu a maior

dose (20 Mg ha⁻¹) de LE e esta quantidade pode repercutir na qualidade e estabilidade das SH.

O aumento de carboidratos solúveis em maiores profundidades do solo no tratamento controle está relacionado com a produção de fitomassa das plantas de milho, o que pode ter proporcionado maior exsudação radicular.

Os tratamentos que receberam o LE apresentaram maiores concentrações de C nas frações AH e AF, sendo que o maior teor de C nos AF indicam um menor grau de humificação da MOS no LVd, em função da incompleta estabilização das SH no solo.

Referências bibliográficas

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 10004. Resíduos Sólidos - Classificação, 2004.

ALMEIDA, M.R.A.; ALCANTARA, S de; PEREZ, D. V.; BETTIOL, W. Avaliação do fracionamento húmico em solo tratado com lodo de esgoto. In: CONGRESO IBEROAMERICANO DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL, 5., 2008, San Martín. **Las fronteras de la física y química ambiental en Iberoamérica: libro de actas.** San Martín: Universidad Nacional de San Martín, 2008. p.83<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/67428/1/13589.pdf>

ANDERSON, T. H. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v.98, p.285-293, 2003.

ANDRADE, C. A. DE, SILVA, L. F. M., PIRES, A .M. M , COSCIONE, A. R. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.48, p. 536-544, 2013.

BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. Active microorganisms in soil: critical review of estimation criteria and approaches. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 67, p. 192-21, 2013.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos.** 3.ed. Porto Alegre: Bookman, 2013, p 499.

BRINK, M. F., D. E. Becker, S. W. Terrill and A. H. Jensen. Zinc toxicity in the weanling pig. **J. Animal Sci.**, v.18 p.836, 1959.

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 an oxisol treated with successive applications of sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 4, p. 1461-1470, jul./ago. 2011.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, V. M.; MORAES, A. A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 12, p. 1529-1538, 2001.

CARVALHO, C. S. **Matéria orgânica, agregação e proteção física em solos tratados com lodo de esgoto**. 2015. 129f. Tese (Doutorado) – Agricultura Tropical e Subtropical – Instituto Agrônômico, Campinas, 2015.

DERRIEN, D.; MAROL, C.; BALABANE, M.; BALESSENT, J. The turnover of carbohydrate carbon in a cultivated soil estimated by ^{13}C natural abundances. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 57, p.547-557, 2006.

DICK, D. P., SILVA, L. D., INDA, A. V., & KNICKER, H.. Estudo comparativo da matéria orgânica de diferentes classes de solos de altitude do sul do Brasil por técnicas convencionais e espectroscópicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.6, p. 2289-2296, 2008.

DUARTE, A.P. **Calagem e sistemas de rotação de culturas: efeitos nas características e propriedades da matéria orgânica do solo**. 1994. 165 f. (Tese de Mestrado). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 1994.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. EMBRAPA. 2013. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**.3.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos. 353p.

FERNANDES, S.A.P; BETTIOL, W.; CERRI, C. Efeito do lodo de esgoto na biomassa microbiana, respiração basal, quociente metabólico e atividade enzimática do solo. **Appl. . Solo Ecol**, v.30, p.65-77, 2005.

GUNINA, A.; KUZIAKOV, Y. Sugars in soil and sweets for microorganisms: Review of origin, content, composition and fate. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 90, p.87–10, November 2015.

HORWATH, W. Carbon cycling: the dynamics and formation of organic matter. In: Paul EA, editor. **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. 4. ed. New York: Academic Press; 2015. p.339-82.

HUTSCH, B.W.; AUGUSTIN, J.; MERBACH, W. Plant rhizodeposition – an important source for carbon turnover in soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 165, p. 397–407, 2002.

LOBO, T.F.; GRASSI FILHO, H.; BÜLL, L.T.; MOREIRA, L.L.Q. Manejo do LE e nitrogênio mineral na fertilidade do solo ao longo do tempo. **Semina: Ciências Agrárias**, v.34, n.6, p.2705-2726, 2013.

MELO, W.J. **Variação do N-amoniaco e N-nítrico em um Latossolo Roxo cultivado com milho (*Zea mays L.*) e com labe-labe (*Dolichos lab lab L.*)**. 1974.104f. Tese de doutorado. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo. 1974.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2.ed. Piracicaba: **POTAFOS**, 1997. 319p.

MELO, W.J.; BERTIPAGLIA, L.M.A.; MELO, G.M.P.; MELO, V.P.M. **Carboidratos. Jaboticabal**: Funep, 1998. 214 p.

MELO, W.J. **Dinâmica das formas de carbono e de nitrogênio em um Latossolo Roxo cultivado com *Sorghum bicolor* (L) Moench e com *Dolichos lab lab L.*, isoladamente, ou em cultura intercalada**. Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista, 1977. 118p. (Tese de Livre Docência).

NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; JUNIO, G. R. Z.; FERNANDES, L. A., CRUZ, S. F.; CARNEIRO, J. P.; DE LIMA, N. N. Atributos químicos do solo adubado com LE estabilizado por diferentes processos e cultivado com girassol. **Bioscience Journal**, v. 30,n.1., 2013.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. **Boletim Técnico**, 100. 2.ed. Campinas: Instituto Agrônomo e Fundação IAC, 1997. 285p.

ROLIM, G.S. Resenha Meteorológica do Período 1971 – 2010. Disponível em <http://www.fcav.unesp.br/#!/estacao-agroclimatologica/resenha/periodo-1971-2010/>.

SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. **Análises químicas em plantas**. Piracicaba: ESALQ, USP, 1974. p.56

SCHWEINSBERG-MICKAN, M.S.Z; JORGENSEN, R.G.; MULLER, T. Rhizodeposition: Its contribution to microbial growth and carbon and nitrogen turnover within the rhizosphere. **J Plant Nutr Soil Sci**, v.175, p. 750–760, 2012. doi:10.1002/jpln.201100300

SILVA, F.A.S.E.; AZEVEDO, C.A.V.de. Principal Components Analysis in the Software Assistat-Statistical Attendance. In:WORLD CONGRESS ON COMPUTERS IN AGRICULTURE, 7, Reno-NV-USA: **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, 2009.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Acid digestion of sediments, sludges and soils. Metod 3050**. Washington: EPA, 1996. 12p.

CAPÍTULO 3 - Aplicação de lodo de esgoto por dezoito anos consecutivos: influência nos teores de nitrogênio e fósforo no solo e em plantas milho

RESUMO - A utilização agrícola do LE beneficia diversas propriedades do solo, a exemplo da melhoria de atributos químicos, aumentando a disponibilidade de nutrientes, principalmente de nitrogênio e fósforo. O objetivo deste trabalho foi verificar se após dezoito aplicações sucessivas de LE houve aumento no teor de nitrogênio (N) e P (fósforo) na camada superficial do solo e se há perda desses nutrientes para camadas mais profundas, o que expõe risco de poluição ambiental. Também verificar a eficiência do resíduo em proporcionar nutrição e produtividade adequada à cultura do milho. O experimento foi instalado em condições de campo, em um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) em Jaboticabal/ SP, com delineamento experimental em blocos casualizados com 4 tratamentos (0; 5; 10 e 20 Mg ha⁻¹, de LE b.s.) e 5 repetições. As amostras do solo foram coletadas 70 dias após a semeadura do milho, nas camadas 0,0 - 0,20; 0,20 - 0,40; 0,40 - 0,60 m de profundidade. A concentração de N-total apresentou decréscimo com aumento da profundidade de amostragem do solo, e acréscimo em função do incremento da dose de LE no solo. Os teores de amônio e nitrato elevaram-se com o aumento da profundidade e em função das maiores doses do resíduo, caracterizando um alerta quanto a possível contaminação de águas subterrâneas. O aumento da concentração de N mineral em profundidades superior a 0,40 m refletiu em maior absorção de N pelas plantas, estando os teores nutricionais dentro da faixa adequada para a cultura do milho. Quanto maior a dose de LE, maior o teor de P disponível no solo. Em função da profundidade a disponibilidade do nutriente foi reduzida, estando na camada 0,40-0,60 m e no tratamento que recebeu fertilização mineral o menor teor do nutriente. Verificou-se que o resíduo foi eficiente em fornecer quantidade adequada de P para nutrição das plantas, encontrando-se nas maiores doses (10 e 20 Mg ha⁻¹) os maiores teores do nutriente. Doses de LE de até 20 Mg ha⁻¹ aplicadas por dezoito anos consecutivos no solo garantiram produtividade de grãos e produção de matéria seca adequadas, já que proporcionaram valores semelhantes ao encontrado no tratamento que recebeu fertilização mineral.

Termos de indexação: sustentabilidade agrícola, nitrato, amônio, poluição ambiental, qualidade do solo.

3.1. Introdução

Em solos de regiões tropicais e subtropicais o N destaca-se como o nutriente mais difícil de ser manejado, em consequência da intensa atividade microbiana e das diversas transformações desse elemento no solo (LU et al., 2010).

Resíduos orgânicos como o lodo de esgoto (LE), quando aplicados ao solo decompõem-se gradativamente, aumentando a possibilidade de absorção de nutrientes pelas plantas, quando comparado a adubos minerais prontamente solúveis (MARQUES, 1996). Contudo para que a aplicação agrícola do LE não represente impactos nocivos ao ambiente é necessário que seu uso seja bem manejado, sendo imprescindível o monitoramento dos elementos do solo, entre eles o N.

O N é um dos principais determinantes da produtividade das culturas, e exerce maior influência sobre o custo de produção (MALAVOLTA et al., 1997). Em plantas de milho o N é fundamental para o estabelecimento e a estabilidade da área foliar; como a fotossíntese depende da área foliar, a magnitude da fonte produtora de fotoassimilados refletirá na formação das espigas e na produtividade da cultura (RAMBO et al., 2007). O milho remove grandes quantidades de N, e para que a produtividade seja elevada, sendo recomendada adubação nitrogenada em cobertura para complementar a quantidade suprida pelo solo (SANGOI et al., 2015).

Diante da forte dependência brasileira da importação de fertilizantes minerais, o que acarreta em aumento do custo de produção das culturas, a adubação orgânica pode ser uma boa alternativa para o setor agrícola brasileiro (SOMAVILLA et al., 2015). Ademais, a utilização do resíduo na agricultura adquire caráter sustentável, em razão da diminuição das fontes de reserva de fertilizantes minerais (HUANG et al., 2012).

Do ponto de vista ambiental, a aplicação de LE em áreas agrícolas vem se mostrando como uma prática atrativa por melhorar atributos químicos, físicos e bioquímicos do solo (Singh; Agrawal, 2008; Gu et al. 2013), ao promover junto ao sistema solo-planta a reciclagem de energia e de nutrientes.

Vários estudos comprovam o potencial do uso do LE como condicionador de solo e fonte de nutrientes para as plantas (BINDER et al., 2002; SINGH; AGRAWAL, 2008; MURRAY et al., 2008; LU et al., 2010). Aliado à suplementação potássica, o uso do LE como fertilizante tem sido eficiente na substituição parcial da adubação

mineral (RIBEIRINHO et al., 2012). No entanto, sucessivas aplicações de LE em áreas agrícolas têm gerado preocupação quanto à potencial poluição do ambiente com elementos traços, fosfatos e nitrogênio mineral, principalmente na forma de nitrato (BETTIOL; GHINI, 2011).

A concentração de N no LE representa limitações para a definição da dose a ser aplicada (BOERIA; MAXIMILIANO, 2009). Para utilização ambientalmente segura do LE em áreas agrícolas deve-se seguir o preconizado na Resolução CONAMA 375/2006, que estabelece que as doses do resíduo devem atender as necessidade de N das plantas, porém, em quantidade que não gere excesso de nitrato. Tsutiya (2001) alerta que quantidades anuais acima de $20 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de LE podem ser inadequadas, principalmente ao admitir o potencial de acumulação após repetidas aplicações.

Compostos nitrogenados como nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), como também alguns metais pesados (níquel e cádmio) provenientes de LE podem ser lixiviados e atingir profundidades superiores a 0,8 m, resultando em possível fonte de contaminação águas superficiais e aquíferos (LUCZKIEWICZ, 2006).

Trabalhos de Borba et al. (2015), Boeria e Maximiliano (2009), Dynia et al. (2006), Oliveira et al. (2001) vêm alertando quanto a potencial contaminação do solo por aumento da concentração de N-NO_3^- em áreas que vem recebendo sucessivas aplicações de LE. Sabe-se que concentrações de N-NO_3^- acima de 10 mg L^{-1} , comprometem a qualidade da água potável (USEPA, 1995).

Outro fator preocupante é a entrada de grandes quantidades de P no agroecossistema (EGHBALL; POWER, 1999). Dentre os macronutrientes primários, o P é, quantitativamente menos exigido pelas culturas (MALAVOLTA, 2006). Entretanto, o cálculo das doses do LE é baseado, principalmente, na necessidade de N das culturas, o que pode favorecer a entrada de outros nutrientes no solo de modo inapropriado. Este fato é demonstrado por Ippolito et al. (2007) em que a aplicação de LE (dose baseada no teor de N) adicionou consideravelmente mais P do que o removido pela cultura de milho.

O acúmulo de P no solo tratado com LE, resultante da aplicação excessiva e que não consegue ser removida pela cultura, pode contribuir para aumentar o potencial de perda de P para o ambiente (Eghball; Power, 1999) comprometendo também a qualidade da água (ELLIOTT; O'CONNOR, 2007).

White et al. (2010) relatam que uma das principais causas da perda de qualidade de águas superficiais nos EUA e outras partes do mundo é decorrente do excesso da aplicação de adubos e outras fontes de P orgânicos, tais como LE. Isso porque a aplicação de resíduos orgânicos podem implicar em uma mudança na capacidade de sorção de P no solo (Munhoz et al. 2011) influenciando na disponibilidade do nutriente que estará associado às partículas do solo ou às partículas do próprio lodo. Ou então, na diminuição da energia de ligação dos sítios de adsorção, o que aumenta o risco de perda de P por escoamento superficial (BETTIOL; GHINI, 2011).

A forma em que o lodo é tratado também tende a afetar a mineralização do P e refletir em sua disponibilidade. Warman e Termeer (2005) verificaram que o teor de P em lodo cru e de compostagem foi afetado devido interação do nutriente com floculantes químicos utilizados para o tratamento do esgoto.

Diante do exposto, é claro que a utilização agrícola do LE exige um manejo adequado para que não haja impactos negativos ao ambiente relacionados à poluição do solo, da água, e para que a produtividade máxima seja alcançada (OLIVEIRA, 2008).

Melo et al. (2007) analisaram que o emprego do lodo ($67,5 \text{ t ha}^{-1}$, base seca) como fertilizante para a cultura do milho propiciou produtividade de grãos superior ($8,6 \text{ t ha}^{-1}$) às obtidas com aplicação de fertilizantes minerais ($5,6 \text{ t ha}^{-1}$). Assim como Gomes et al. (2007) que relatam aumento na produção de grãos em função das doses de lodo, sendo a dose de até 26 t ha^{-1} , a qual proporcionou a máxima eficiência agrônômica para a produção de milho.

Na literatura há poucos relatos sobre experimentos de longa duração com aplicações anuais de LE em regiões tropicais que evidenciem os teores de N e P em diferentes profundidades do solo. Assim como há poucos de trabalhos que tratem da viabilidade do resíduo em fornecer a nutrição adequada às plantas de milho e conseqüentemente um produto com maior qualidade. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar o potencial de poluição do solo após 18 aplicações anuais de LE ao quantificar em três profundidades de um Latossolo Vermelho distrófico, o teor de nitrogênio total e mineral, e de fósforo disponível. Do mais, também avaliar a produtividade, matéria seca, e teor de N e P em plantas de milho.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Localização e histórico da área experimental

O experimento está instalado em parcelas experimentais com 60 m² (6 x 10 m) na Fazenda de Ensino Pesquisa e Extensão da FCAV - Unesp, em Jaboticabal-SP, Brasil em LATOSSOLO VERMELHO distrófico típico (LVd), textura média, A moderado caulínítico (EMBRAPA, 2013) localizado a 618 m de altitude, nas seguintes coordenadas geográficas: 21° 13' 57,96" S e 48° 17' 06,18" W. O clima de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Aw, tropical, seco no inverno (megatérmico) (ROLIM, 2014). O croqui da área está apresentado na Figura 1,

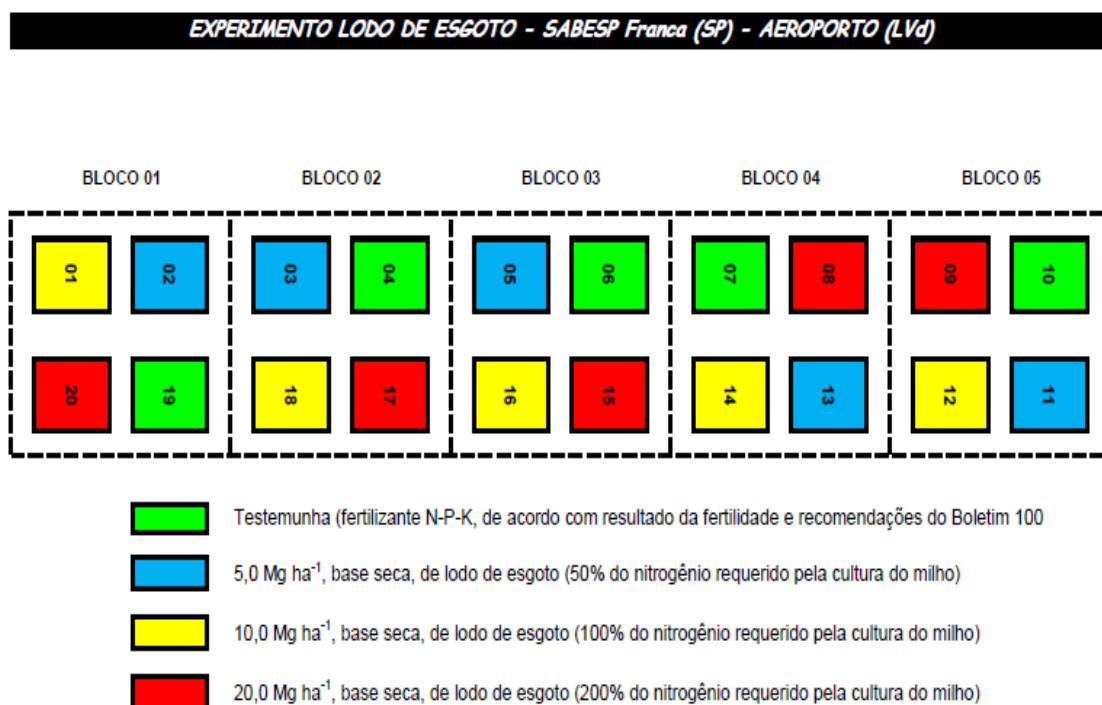


Figura 1. Croqui da área experimental sob LVd, na Fazenda de Ensino Pesquisa e Extensão da FCAV – Unesp Jaboticabal/SP .

O histórico da área experimental encontra-se detalhado na Tabela 1.

Tabela 1. Histórico da área experimental.

Ano Agrícola	Tratamento				Cultura	Origem do LE
	Dose de LE (Mg ha ⁻¹)					
1996/1997	0*	2,5	5,0	10,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Barueri/SP
1997/1998	0**	2,5	5,0	10,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Barueri/SP
1998/1999	0**	2,5	5,0	10,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Barueri/SP
1999/2000	0**	2,5	5,0	10,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Barueri/SP
2000/2001	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Barueri/SP
2001/2002	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Barueri/SP
2002/2003	0**	5,0	10,0	20,0	Girassol (<i>Helianthus annuus</i> L.)	Barueri/SP
2003/2004	0**	5,0	10,0	20,0	Crotalária (<i>Crotalaria juncea</i> L.)	Barueri/SP
2004/2005	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Barueri/SP
2005/2006	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Franca/SP
2006/2007	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Franca/SP
2007/2008	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Barueri/SP
2008/2009	0**	5,0	10,0	20,0	Girassol (<i>Helianthus annuus</i> L.)	Barueri/SP
2009/2010	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Barueri/SP
2010/2011	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Monte Alto/SP
2011/2012	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Monte Alto/SP
2012/2013	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Monte Alto/SP
2013/2014	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Monte Alto/SP
2014/2015	0**	5,0	10,0	20,0	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	Franca/SP

*Controle, sem aplicação de LE e sem fertilização mineral. ** Tratamento controle adubado de acordo com a análise do solo e as recomendações de Rajj et al. (1997).

A precipitação e a temperatura média durante a realização do experimento, ano agrícola 2014/2015 encontra-se detalhada na Figura 1.

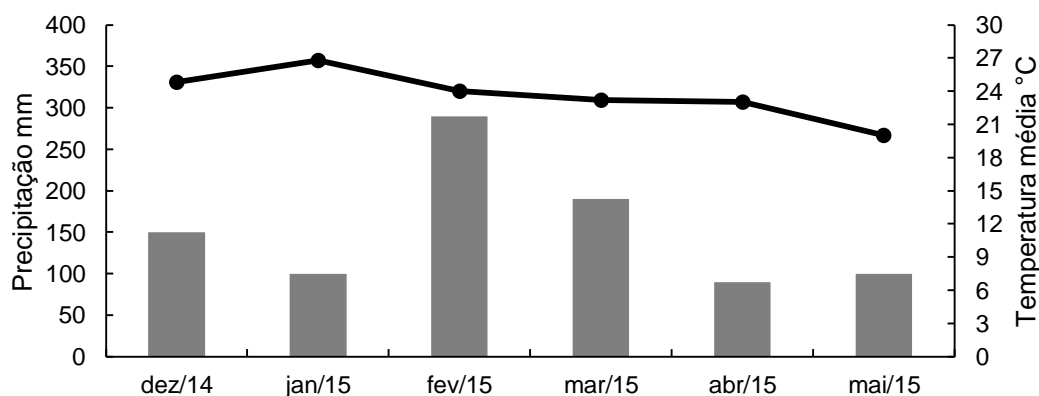


Figura 2. Precipitação e temperatura média durante o período de dezembro de 2014 a maio de 2015. Fazenda Experimental FCAV, UNESP, Jaboticabal/SP.

3.2.2. Delineamento experimental

Para o 18º ano de aplicação do LE foi utilizado delineamento experimental em blocos ao acaso (DBC), em esquema fatorial 4X3 (4 tratamentos e 3 profundidades de amostragem) com 5 repetições.

3.2.3. Instalação e condução do experimento ano agrícola 2014/2015

Anterior à instalação do experimento ano agrícola 2014/2015 foi realizado amostragem de solo com auxílio de trado do tipo holandês, para fins de caracterização química (Tabela 2), na profundidade de 0 – 0,2 m. Foram coletadas de 10 sub-amostras por parcela para formação de uma amostra composta (5 na linha de plantio a 5 cm das plantas e 5 nas entrelinhas). As amostras simples foram reunidas, homogeneizadas e identificadas, após foram submetidas à secagem ao ar e na sombra e passadas por peneira (< 2 mm).

Tabela 2. Características químicas do LVd (0-0,20m) antes da instalação do experimento no décimo oitavo ano de aplicação de LE.

Dose de LE	P _{Mehlich I}	MO	pH _{CaCl₂}	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
Mg ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g dm ⁻³	-	mmolc dm ⁻³						%
0	53	21	5,3	3,0	22	15	25	41	66	60
5	151	23	5,1	2,6	20	11	28	33	62	55
10	215	26	5,2	2,8	25	13	28	39	67	58
20	257	25	5,1	2,4	23	14	30	40	70	57

LE= lodo de esgoto. LVd = Latossolo Vermelho distrófico.

De posse dos resultados notou-se necessidade de aplicação de calcário, e a dose utilizada foi à necessária para elevar a saturação por base para 70% em todos os tratamentos do experimento. Foi aplicado a lanço calcário dolomítico (PRNT = 65%) em quantidades 1,50 Mg ha⁻¹ para T0; 0,84 Mg ha⁻¹ para T5; 1,43 Mg ha⁻¹ para T10 e 1,87 Mg ha⁻¹ para T20. Após aplicação, foi realizada a incorporação do calcário ao solo a 10 cm de profundidade por meio de gradagem leve.

Para caracterização química do LE (Tabela 3) coletaram-se seis amostras simples em diferentes pontos da massa do resíduo, as quais foram homogeneizadas e reunidas em uma amostra composta (ABNT, 2004). O N foi determinado pelo método de Kjeldahl (Melo, 1974); o P em extrato nitroperclórica por espectrofotometria (Malavolta et al. 1997); o K, por fotometria de chama (Sarruge,

Haag, 1974); e os demais elementos, por espectrofotometria de absorção atômica no extrato da digestão com $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{HCl}$ segundo método 3050b (USEPA, 1996).

Tabela 3. Caracterização química do lodo de esgoto usado no 18º ano de experimentação.

Elemento	Teor (g kg^{-1})	Elemento	Teor (mg kg^{-1})
N	33,0	Fe	15340
P	47,0	Mn	213
K	4,0	Zn	500
Mg	3,0	Cu	165
Ca	11,0	Pb	38
C/N	5,0	Ba	78
		Cr	159
		Cd	0,94
		Ni	89

Nas parcelas que o receberam a aplicação do LE foi realizada a lanço, em área total, uniformemente distribuído, nas respectivas doses de cada tratamento, com a umidade com que chegou da ETE, sendo incorporado por meio de gradagem leve (10 cm de profundidade), após 2 dias.

Após a incorporação do LE, as parcelas foram sulcadas em espaçamento de 0,90 m (totalizando 6 linhas por parcela) e o fertilizante mineral (NPK) (Tabela 4) foi aplicado no sulco de semeadura. O milho (híbrido Sygenta impacto) foi semeado (0,90 m de espaçamento, utilizando-se de 7 a 9 sementes por metro linear) logo após a fertilização mineral. Quando as plântulas apresentavam cerca de 20 cm de altura foi realizado desbaste, visando à adoção de 6–8 plantas metro linear.

A adubação de cobertura foi realizada aos 44 dias após a semeadura, sendo a quantidade apresentada na Tabela 4.

Tabela 4. Doses de N, P_2O_5 e K_2O aplicada aos tratamentos no décimo oitavo ano de aplicação de lodo de esgoto em LVd.

Nutrientes	T0	T5	T10	T20
Adubação de semeadura em Mg ha^{-1}				
N	30	---	---	---
P_2O_5	50	---	---	---
K_2O	50	28,5	7	35,5
Adubação de cobertura em Mg ha^{-1}				
N	140	---	---	---
P_2O_5	---	---	---	---
K_2O	40	40	40	40

N= sulfato de amônio (20% N), P_2O_5 = superfosfato simples (18% P_2O_5) e K= cloreto de potássio (58% K_2O). LVd= Latossolo Vermelho distrófico.

3.2.4. Coleta e análises

Aos 61, 114 e 140 dias após a emergência (DAE) foram coletadas amostras de folhas para fins de diagnose foliar, análise de nutrientes em planta inteira (parte aérea) e grãos de milho, respectivamente. Para diagnose foliar em cada parcela foram colhidas a folha abaixo e oposta à primeira espiga (MALAVOLTA et al. 1997) de 10 plantas aleatórias. Para plantas inteiras coletaram-se quatro amostras por parcela (linhas 3 e 5).

As amostras de folha e de plantas foram lavadas com solução de água e detergente neutro (1 mL L^{-1}), água corrente, água destilada e água deionizada. Após a lavagem, as amostras foram acondicionadas em sacos de papel perfurados e colocadas para secar em estufa com circulação forçada de ar e mantidas a $65\text{-}70^\circ\text{C}$ até obtenção de massa constante. A seguir foram pesadas, moídas em moinho tipo Willey 56, acondicionadas em sacos de polietileno devidamente identificados e armazenadas em câmara seca até realização das análises.

Para avaliação da produtividade e de produção de matéria seca, excluiu-se 1 metro do início e do fim de cada parcela (totalizando 8m lineares) e colheram-se as espigas e as plantas da linha 4, aos 140 DAE. As espigas foram despalhadas, deixadas ao ar e à sombra para completar a secagem e debulhadas. Os grãos foram secos em estufa com circulação forçada de ar, mantida a 65°C até obtenção de massa constante, pesados, moídos e armazenados da mesma forma que as amostras de planta. A umidade foi corrigida para 13% (EMBRAPA, 2007).

Para avaliação do teor de N e P em grãos colheram-se as espigas das plantas na totalidade de 8 m da linha 4 de cada parcela experimental. As espigas foram despalhadas, deixadas ao ar e à sombra para completar a secagem e debulhadas. Os grãos foram secos em estufa com circulação forçada de ar, mantida a $65 - 70^\circ\text{C}$ até obtenção de massa constante, pesados, moídos e armazenados, sendo que a umidade foi corrigida para 13% (EMBRAPA, 2007).

Para determinação do teor de N e P no solo a amostragem foi realizada aos 70 D.A.E. em três profundidades distintas: 0,0-0,20; 0,20-0,40; 0,40-0,60 m, utilizando-se trado do tipo holandês. Foram coletadas de 10 sub-amostras por parcela para formação de uma amostra composta (5 na linha de plantio a 5 cm das plantas e 5 nas entrelinhas). As amostras simples foram reunidas, homogeneizadas e identificadas, após foram submetidas à secagem ao ar e na sombra e passadas

por peneira (< 2 mm). Todas as amostragens de solo foram realizadas desconsiderando as linhas de bordadura (linha 1 e 6 de cada parcela).

A determinação do teor de N-total do solo deu-se pelo método de N-Kjeldahl, segundo metodologia de Melo (1974).

Os teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram determinados por extração com KCl 2 mol L^{-1} , metodologia descrita em Bremner e Keeney (1965). Desse extrato, utilizou-se 10 ml para destilação em meio alcalino com óxido de magnésio e o volume recolhido após a destilação, cerca de 30 ml foi titulado em meio ácido para determinação do teor de N-NH_4^+ . Ao volume restante ainda existente no balão de destilação, adicionou-se ácido sulfâmico e liga segundo Devarda. O volume coletado após a destilação foi titulado em meio ácido e determinou-se o teor de N-NO_3^- .

Nas plantas, folhas e grãos para obtenção teor de N, o método utilizado foi o de micro Kjeldahl, descrito por Sarruge e Haag (1974).

Os teores de P disponível no LVd foram determinados no extrato Melich I (Silva, 1999). Já para determinação do teor total de P na folha da diagnose, planta e grãos, as amostras foram previamente digeridas com mistura de ácido nítrico e perclórico (3:1 v/v) em bloco digestor até que se verificasse um extrato de coloração incolor (extrato de digestão nítrico perclórica). A determinação dos teores de P foi realizada empregando-se colorimetria do metavanadato, conforme descrito em Malavolta et al. (1997). A cor desenvolvida foi medida em espectrofotômetro, utilizando-se um filtro de cor complementar à da amostra, medindo-se a absorbância a comprimento de onda de 420nm.

3.2.5. Análise estatística dos dados

Os resultados obtidos para os diferentes atributos avaliados foram submetidos à análise da variância, nos casos em que o teste F mostrou-se significativo ($p < 0,05$) aplicou-se o teste de comparação de médias (teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade) usando o software ASSISTAT (SILVA; AZEVEDO, 2009). Os resultados não foram analisados por meio de métodos de regressões, como seria esperado, em função das alterações nas doses de LE (nos anos iniciais do experimento; 1999) e da complementação da fertilização com LE por meio de fertilizantes minerais.

3.3. Resultados e Discussão

3.3.1. Nitrogênio no solo

Em decorrência das doses do LE, o teor de N-total no solo foi maior no tratamento correspondente a 20 Mg ha⁻¹, para as três profundidades avaliadas (Tabela 5). Na camada 0-0,20 m notou-se diferença significativa somente em relação ao tratamento com fertilização mineral (T0) e o que recebeu a maior dose (T20). O mesmo comportamento foi observado com uso de 10 t ha⁻¹ de LE (T10), e semelhança de T5 com T0, indicando claramente efeitos da aplicação do LE nos teores de N-total no solo na camada superficial. Nas profundidades 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m, a adição de 5 e 10 t ha⁻¹ de LE equivaleram à adubação mineral (T0), em relação ao N-total demonstrando potencial de redução ou até substituição do N mineral via LE (Tabela 5).

Tabela 5. Nitrogênio total em três profundidades de um LVd, tratado com LE por 18 anos.

Profundidade (m)	T0 (0 Mg ha ⁻¹)	T5 (5 Mg ha ⁻¹)	T10 (10 Mg ha ⁻¹)	T20 (20 Mg ha ⁻¹)
0-0,20	0,87aB	1,07 aAB	1,16 aA	1,26 aA
0,20-0,40	0,77 aB	0,65 bB	0,76 bB	1,1 aA
0,40-0,60	0,43 bB	0,42 cB	0,42 cB	0,76 bA

CV= 11,02%. As médias seguidas pela mesma letra maiúscula (doses de LE) e letras minúsculas (profundidade) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. LE= lodo de esgoto base seca. T= Doses de LE em Mg ha⁻¹. LVd= Latossolo Vermelho distrófico.

A utilização agrícola do LE beneficia diversas propriedades do solo, dentre elas a disponibilidade de nutrientes, a atividade microbiana e enzimática, a estabilidade de agregados, a aeração, o aumento do teor de matéria orgânica, e etc. (ROIG et al., 2012; ANNABI et al., 2011; SINGH; AGRAWAL, 2008; MOTTA; MAGGIORE, 2013). Dessa maneira, espera-se que o resíduo e os restos culturais do milho ao ser decompostos e mineralizados sejam os principais responsáveis pelo incremento da concentração de N-total na camada superficial do solo.

Observando os dados de N-total para as três profundidades avaliadas, nota-se que a adoção de fertilização mineral (T0) e 20 t ha⁻¹ de LE (T20) resultou em comportamento semelhante, com valores significativamente menores apenas na profundidade 0,40-0,60 m (Tabela 5).

Por outro lado, a adição de 5 e 10 t ha⁻¹ de LE resultou em teores de N-total decrescentes entre as profundidades estudadas, sendo o menor valor observado na camada 0,40-0,60 m. Resultado semelhante foi encontrado por Macedo et al. (2012) ao estudar o teor total de N em Latossolo tratado com LE por 11 anos consecutivos.

No décimo oitavo ano de experimentação a concentração de N-NH₄⁺ no LVd foi afetada em função da profundidade de amostragem e das doses de LE (Tabela 6).

Em virtude das doses aplicadas houve diferença significativa somente entre T5 e T20 na camada arável, encontrando-se a maior concentração de N-NH₄⁺ no tratamento que recebeu a maior quantidade do resíduo (Tabela 6). Em relação ao observado na profundidade 0,40-0,60 m a adição de maiores doses de LE (T10 e T20) contribuíram para o aumento nos teores de N-NH₄⁺.

Tabela 6. Nitrogênio amoniacal em três profundidades de um LVd, tratado com LE por 18 anos.

Profundidade (m)	T0 (0 Mg ha ⁻¹)	T5 (5 Mg ha ⁻¹)	T10 (10 Mg ha ⁻¹)	T20 (20 Mg ha ⁻¹)
N-AMONIACAL mg kg ⁻¹				
0-0,20	4,49 aAB	2,3 bB	4,59 bAB	5,36 bA
0,20-0,40	4,59 aA	3,83 abA	5,36 bA	4,59 bA
0,40-0,60	6,89 aB	6,12 aB	12,35 aA	10,71 aA

CV = 19,35%. As médias seguidas pela mesma letra maiúscula (doses de LE) e letras minúsculas (profundidade) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. LE= lodo de esgoto base seca. T= Doses de LE em Mg ha⁻¹. LVd = Latossolo Vermelho distrófico.

O comportamento observado pode estar relacionado com a maior atividade da protease neste tratamento, visto que, esta enzima tem a função de catalisar a hidrólise do N orgânico, originando uma mistura de aminoácidos, que em decorrência de reações de desaminação, resultam N-amoniacal (KARACA et al., 2002). Nesse contexto, Alves et al. (2010), observaram que bioatividade enzimática da protease foi incrementada a partir do aumento das doses de LE.

O período de amostragem e as doses de LE são determinantes para o incremento da atividade da enzima e conseqüentemente podem ter ligação com a disponibilidade de N na forma amoniacal e com a taxa de mineralização do N. Lavezzo (2016), verificou num período de 140 dias a atividade da enzima foi menos intensa entre 40 e 80 dias após a aplicação de 5 Mg ha⁻¹ LE em um Latossolo Vermelho eutroférico.

Com o aumento da profundidade, nota-se incremento no teor de N-NH_4^+ , sendo encontrados na camada 0,40-0,60 m teores superiores à camada arável em 33, 63, 62, 50% para T0, T5, T10 e T20, respectivamente (Tabela 6). O aumento em profundidade não é interessante, devido o sistema radicular de grande parte das culturas explorarem principalmente profundidade de 0,40 m, o que pode favorecer a perda de N e ocasionar prejuízo à produtividade.

O trabalho de Alvarez Lazo (2010) corrobora com o encontrado neste estudo, visto que o teor de N-NH_4^+ foi intensificado em profundidades acima de 0,60 m, de um LVd tratado com LE durante 10 anos. Supõe-se que a migração de N-NH_4^+ para camadas mais profundas possa estar relacionada com a saturação das cargas de superfície em função da adição de outros cátions, via calagem ou por aporte via LE.

A disponibilidade de N mineral como NO_3^- está apresentada na Tabela 7, sendo esta informação importante para a nutrição de plantas, bem como para investigar potencial poluição de águas subterrâneas, em decorrência às 18 aplicações sucessivas de LE no LVd. O efeito das doses do resíduo sob a concentração de N-NO_3^- no solo foi significativo apenas para T0 e T5, na camada 0,20-0,40 m e para T0 e T20 na camada 0,40-0,60 m do LVd.

Tabela 7. Nitrogênio NO_3^- em três profundidades de um LVd tratado com LE por 18 anos.

Profundidade (m)	T0 (0 Mg ha ⁻¹)	T5 (5 Mg ha ⁻¹)	T10 (10 Mg ha ⁻¹)	T20 (20 Mg ha ⁻¹)
	N-Nítrico mg kg ⁻¹			
0-0,20	2,29 aA	2,29 bA	3,83 aA	4,59 bA
0,20-0,40	2,29 aB	6,12 aA	5,36 aAB	3,06 bAB
0,40-0,60	3,83 aB	6,89 aAB	6,12 aAB	7,65 aA

CV = 30,47%. As médias seguidas pela mesma letra maiúscula (doses de LE) e letras minúsculas (profundidade) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. LE= lodo de esgoto base seca. T= Doses de LE em Mg ha⁻¹. LVd = Latossolo Vermelho distrófico.

O aumento do teor de N-NO_3^- na profundidade 0,2-0,40 m seja decorrente da perda de N por lixiviação do íon e da intensificação de processos de nitrificação. Dynia et al. (2006) também verificaram aumento do íon em profundidade partir do segundo cultivo em um Latossolo tratado com LE.

Na profundidade 0,40-0,60 m notou-se que a concentração de N mineral na forma de NO_3^- aumentou tanto para os tratamentos que receberam o resíduo, como tratamento controle que recebeu fertilização mineral, já que este diferiu somente da

dose que corresponde a 200% da necessidade da cultura do milho (20 Mg ha^{-1}) (Tabela 7). Esse fenômeno relaciona-se ao aumento da disponibilidade de N no sistema visto às sucessivas aplicações do LE (Pires et al. 2015) e do uso contínuo de fertilizantes minerais prontamente solúveis. Outro fator que favorece o aumento em profundidade esta conexo com a textura do solo e a intensidade pluviométrica (cerca de 250 mm) que ocorreu próximo ao período de amostragem. Solos mais arenosos como o LVd expressam maior macroporosidade e têm movimentação mais rápida da água no sentido descendente (CANTARELLA, 2007).

Contudo, não só fatores ambientais (clima, tipo de solo, cobertura vegetal), são determinantes para o favorecimento de perda de N-NO_3^- por lixiviação (Oliveira et al., 2001) as características do LE também tem forte influência neste processo. Sobre este aspecto, Tarrasón et al. (2008) constataram, após 149 dias do início do experimento, que houve acréscimo no teor de N-NO_3^- em solo tratado com LE digerido anaerobicamente, seguido por lodo de secagem térmica e lodo compostado, sugerindo a possibilidade de maior perda do íon nesse período e devido ao tipo de resíduo utilizado. Nesse estudo, o processo de tratamento do resíduo deu-se por digestão anaeróbia o que pode ter facilitado o processo de nitrificação do LE quando adicionado ao solo, possibilitado maior lixiviação de N-NO_3^- .

Para o ano agrícola de 2014/2015 as análises de amostras de solo demonstraram que o N mineral, na forma de NH_4^+ predominou sobre a de NO_3^- nas três profundidades estudadas. A causa da variação do nutriente em profundidade pode ser determinada por diversos fatores como a capacidade de absorção do N pela cultura, a velocidade de mineralização do N, tipo de solo e quantidade e velocidade de infiltração de água no solo (MACEDO et al., 2012).

O excesso de N na forma amoniacal no solo pode inibir o processo de nitrificação (SMITH et al., 1998). Ao passo que solos em condições ácidas, com baixa aeração e alta umidade, podem impedir a ação de bactérias nitrificantes que promovem a oxidação de amônio livre (Grunditz e Dalhammar, 2001), conservando os íons amônio protonados e presos à carga líquida negativa do solo (KLOTZ; STEIN, 2008).

De fato, o aumento na concentração de nutrientes em profundidades superiores a 0,40 m não é interessante à agricultura, visto que grande parte das

culturas anuais exploram apenas profundidades mais superficiais (NASCIMENTO et al., 2013).

3.3.2. Nitrogênio em plantas de milho

As maiores doses de LE (10 e 20 Mg ha⁻¹) foram as que proporcionaram maior teor de N nas plantas de milho cultivadas durante o 18^o ano agrícola (Tabela 8). A disponibilidade de N, via LE, deve estar em sincronia com o momento de maior absorção pelas plantas (Boeira et al. 2004) a fim de proporcionar os nutrientes necessários para desenvolvimento das culturas.

Tabela 8. Teor de N em plantas de milho cultivadas em LVd tratado por 18 anos com lodo de esgoto.

T0 (0 Mg ha ⁻¹)	T5 (5 Mg ha ⁻¹)	T10 (10 Mg ha ⁻¹)	T20 (20 Mg ha ⁻¹)
26,70a CV = 2,51%	N _{folhadiagnose} (g kg ⁻¹)		27,50 a
	27,39 a	28,28a	
14,29 b CV = 3,40%	N _{grão} (g kg ⁻¹)		16,21 a
	14,96ab	15,07ab	
3.05 a CV = 5,53%	N _{planta inteira} (g planta ⁻¹)		3,37 a
	2,99 a	3,34 a	

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. T = Mg ha⁻¹ LE base seca. LVd= Latossolo Vermelho distrófico

Na folha usada para diagnose do estado nutricional, ainda que as plantas não apresentassem sintomas aparentes de deficiência de N, os tratamentos T0 e T5 apresentaram teor abaixo do considerado adequado por Malavolta et al. (1997) para a cultura (27,5 - 32,5 g kg⁻¹). Já em T10 e T20 as doses de LE foram eficientes em fornecer quantidade necessária do nutriente, porém, não houve diferença significativa entre os tratamentos em relação ao controle. A lixiviação de N mineral para camadas mais profundas do solo refletem no teor do nutriente absorvido pela cultura, como o visto neste estudo, o teor N-NO₃⁻ na profundidade 0,40-0,60 m foi o maior das três amostragens realizadas. Em contraste aos resultados obtidos, Romeiro et al. (2014) e Junio et al. (2012) observaram aumentos significativos no teor de N foliar de plantas de laranja e milho, respectivamente, com a aplicação de doses de LE.

O maior teor de N no grão foi encontrado nos tratamentos que receberam o resíduo (Tabela 8), porém, ocorrendo diferença somente entre T0 e T20. Os maiores teores de N mineral no solo foram encontrados em T20, paralelamente, a maior disponibilidade do nutriente no solo proporciona maior absorção e translocação para o grão, o que viabiliza o fornecimento de produto com maior qualidade (índice proteico). Com o aumento das doses de lodo, Motta e Maggiore (2013), observaram aumento no teor de N em grãos de milho durante dois cultivos, divergindo do encontrado por Macedo et al. (2012), quando o teor de N encontrado no grão não foi influenciado pela aplicação de LE.

O acúmulo de N em planta inteira não foi influenciado pelas doses de LE aplicadas (Tabela 8). Diferente deste resultado, Pires et al. (2015) constataram que as doses de LE adicionadas ao solo influenciam a quantidade total de N absorvido por plantas de milho, sendo que em seu estudo as áreas que receberam o resíduo disponibilizaram o dobro de N para as plantas em comparação à adubação mineral.

O entendimento a respeito dos processos envolvidos na mineralização do N orgânico e na absorção de nutrientes em plantas cultivadas em áreas tratadas com LE é essencial para o sucesso do reaproveitamento do resíduo na agricultura.

Em função das características do lodo a mineralização do material orgânico e a disponibilização de nutrientes podem não acompanhar a época de maior necessidade da cultura, o que refletirá no estado nutricional das plantas e conseqüentemente em na produtividade. Este comportamento foi verificado por Gomes et al. (2007), que aplicando doses de LE equivalentes a 7,7; 15,4; 29,7; 45,1 e 60,5 Mg ha⁻¹ em base seca encontraram, na folha de milho, teores de N abaixo da faixa adequada.

De modo geral, ao relacionar as concentrações de N mineral do solo com o absorvido pela planta é evidente que as maiores quantidades do nutriente em camadas mais profundas exerceram influencia sobre o total absorvido pelas plantas milho.

3.3.3. Fósforo no solo

No décimo oitavo ano de experimentação, o teor de P disponível no solo variou tanto em função das doses, como das profundidades de amostragem (Tabela 9). Verificou-se que, na camada superficial, houve diferença entre todas as doses,

estando em T20 o maior incremento no teor de P, cerca de 390% em relação ao controle.

Já na camada de 0,20-0,40 m, T20 apresentou o maior incremento no teor de P disponível, sendo este tratamento o único que se diferenciou significativamente dos demais, certamente em decorrência das sucessivas aplicações de LE (Tabela 9).

Tabela 9. Teor de P disponível em LVd tratado com Le por 18 anos consecutivos.

Profundidade (m)	T0 (0 Mg ha ⁻¹)	T5 (5 Mg ha ⁻¹)	T10 (10 Mg ha ⁻¹)	T20 (20 Mg ha ⁻¹)
0-0,20	85,83 aD	170,85 aC	244,34 aB	452,9 aA
0,20-0,40	39,06 bB	43,5 bB	60,8 bB	94,31 bA
0,40-0,60	7,92 cA	10,87 cA	38,38 bA	36,57 cA

CV = 13,11%. As médias seguidas pela mesma letra maiúscula (doses de LE) e letras minúsculas (profundidade) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. LE= lodo de esgoto base seca. T= Doses de LE em Mg ha⁻¹. LVd = Latossolo Vermelho distrófico.

Este resultado provavelmente está relacionado com a textura mais arenosa do solo (Machado et al. 2011), com a transferência de P a partir das frações mais resistentes para frações mais lábeis, conforme relatado por Munhoz e Berton (2006) em um LVd cultivado com milho. Também pode estar relacionado com o aumento do teor da matéria orgânica (via LE), que possibilita uma diminuição da adsorção do P no solo em decorrência de íons orgânicos que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção, (HUE, 1995; COSTA et al., 2014). Contudo, a redução da capacidade de adsorção de P no solo pode ter efeitos diretos sobre a fertilidade do solo e a qualidade do ambiente, visto o potencial aumento da perda de P (GUO et al. 2009).

Assim como nesse estudo, Betiol e Ghini (2011) e Alcântara et al. (2009) verificaram um aumento na disponibilidade de P na camada arável em função da aplicação de doses crescentes de LE. Do mesmo modo, em solos tropicais, Lobo et al. (2013), constataram que a partir da elevação das doses de LE, o teor de P foi intensificado significativamente atingindo na maior dose, cerca de 43 mg dm⁻³ no nutriente.

Com aumento da profundidade nota-se decréscimo nos teores de P disponível, sendo em T0, na profundidade 0,40-0,60 m, a menor quantidade do nutriente (7,9 mg kg⁻¹), ressaltando a baixa mobilidade de P ao longo do perfil do LVd (Tabela 9).

Na dose 20 Mg ha⁻¹ das camadas 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m o teor de P disponível foi menor cerca de 79% e 91%, respectivamente, quando comparado a camada superficial (Tabela 9). A diminuição dos teores de P disponível com aumento da profundidade também foram relatadas por Souza (2004) em Latossolo tratado com LE por 2 anos consecutivos e por Trannin et al. (2008) em Cambissolo cultivado com *Brachiaria* e tratado com lodo de indústria de fibras e resinas PET.

O declínio no teor do nutriente em camadas mais profundas do solo certamente está relacionado com a adsorção do mesmo em Latossolos, em decorrência do teor de argila e óxidos de ferro e alumínio, que dificultam a dessorção de íons de fosfato (KER, 2013).

3.3.4. Fósforo em plantas de milho

A absorção de P em plantas de milho foi influenciada pela fonte de P no solo e a disponibilidade do nutriente. O conteúdo de P determinado na folha da diagnose no ano agrícola 2014/2015, foi maior nos tratamentos que receberam o LE, com diferença significativa entre T0 e T20 (Tabela 10).

Tabela 10. Fósforo em plantas de milho cultivadas em LVd tratado por 18 anos com lodo de esgoto.

T0 (0 Mg ha ⁻¹)	T5 (5 Mg ha ⁻¹)	T10 (10 Mg ha ⁻¹)	T20 (20 Mg ha ⁻¹)
$P_{\text{folhadiagnose}} \text{ (g kg}^{-1}\text{)}$			
2,7 b CV = 2,77%	2,73ab	2,81 ab	2,88 a
$P_{\text{grão}} \text{ (g kg}^{-1}\text{)}$			
2,45b CV = 5,03%	2,57b	3,04 a	2,59b
$P_{\text{planta inteira}} \text{ (g planta}^{-1}\text{)}$			
0,46 b CV = 5,04%	0,55 a	0,50 ab	0,53 ab

Mg ha⁻¹ LE base seca As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Os resultados ficaram dentro do critério de nutrição adequada para plantas de milho (MALAVOLTA et al., 1997). Porém, mesmo com aumento da disponibilidade do nutriente, não foi caracterizado consumo de luxo pelas plantas de milho, provavelmente em função da acidez do solo (pH próximo a 5). Prado (2008) relata que o pH ótimo do solo para absorção de P está em torno de 6,5.

A disponibilidade de P para as plantas dependerá da forma de P disponível no solo, sendo a absorção do nutriente mais difícil quando este está ligado aos ácidos fúlvicos (SOUZA, 2004).

É razoável presumir que o resíduo disponibilizou quantidade satisfatória do nutriente para plantas de milho, corroborando com os resultados apresentados por Simonete et al. (2003) e Chiba et al. (2008) que também relataram aumento na absorção de P com aplicação de LE em solos cultivados com sorgo e cana de açúcar, respectivamente.

No grão, o teor de P encontrado em T10 diferiu significativamente de todos os tratamentos, sendo este o tratamento com maior absorção do nutriente. T0, que não recebeu doses de LE ao longo dos 18 anos de experimentação foi o que apresentou menor teor de P no grão ($2,45 \text{ g kg}^{-1}$) (Tabela 10). É sabido que a maior parte do P das plantas é translocado para os grãos de milho, visando fornecer energia para perpetuação da espécie. Possivelmente, este incremento deve-se a aplicação em longo prazo de resíduos orgânicos, como o LE, que resultam em acumulação de P na superfície do solo (0-0,15 m) (Elliott; Connor, 2007) e facilitam a difusão do nutriente, forma preferencial de absorção de P pelas plantas (PRADO, 2008). Em plantas de milho (*Zea mays* L.) a maior densidade de comprimento radicular e o ângulo de crescimento de raízes axiais (raízes seminal e coroa) nas camadas superficiais do solo resultará em maior forrageamento do solo e, assim, incrementará a aquisição P (RICHARDSON et al., 2011).

Era esperado que as doses mais elevadas de LE apresentassem maior acúmulo de P nas plantas, associado à alta concentração do nutriente presente no resíduo. Warman e Termeer (2005), utilizando fontes diferentes para fornecimento de P (lodo compostado, LE anaeróbio e fertilizantes minerais) relatam que as maiores concentrações do nutriente nos tecidos de plantas forrageiras deram-se em áreas que receberam lodo compostado. Segundo os autores, o composto possuía elevada concentração do nutriente o que proporcionou maior absorção de P na planta.

Entretanto, este não foi o resultado obtido neste trabalho, encontrando-se em T5 o maior acúmulo de P na planta (Tabela 10). Possivelmente, este resultado ocorreu em função da perda de P para o ambiente. Kidd et al. (2007) encontraram resultado semelhante visto que o acúmulo de P em plantas de milho cultivadas em áreas que receberam LE não diferiu significativamente das que foram cultivadas em

áreas que recebem doses elevadas do resíduo, concluindo que ocorreu maior de perda de P para o ambiente.

3.3.5. Produtividade e matéria seca do ano agrícola 2014/2015

A produtividade em T5 foi de 7,53 Mg ha⁻¹, enquanto no tratamento T0 foi de 7,24 Mg ha⁻¹ (Tabela 11). A produtividade obtida em todos os tratamentos, inclusive no que recebeu fertilização mineral, apresentou-se maior que a produtividade média nacional (5,21 Mg ha⁻¹) para o mesmo ano agrícola (2014/15) (MAPA, 2015), mas poderia ter sido maior, caso não houvesse déficit hídrico no período crítico da cultura.

Tabela 11. Produtividade e matéria seca de plantas milho cultivado em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) em função das doses de lodo de esgoto, na 18ª aplicação.

Dose (Mg ha ⁻¹)	Produtividade (Mg ha ⁻¹) CV = 14,02%	Massa seca (Mg ha ⁻¹) CV: 14,72%
T0	7,24 a	12,17 a
T5	7,53 a	11,88 a
T10	7,04 a	11,46 a
T20	6,69 a	11,91 a

CV= coeficiente de variação. (*) Médias seguidas de mesma letra, em coluna, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Nem sempre se verifica crescimento na produtividade com aplicação de doses de lodo de esgoto iguais ou mais elevadas que as recomendadas. Foi o que observaram Nogueira et al. (2006) que também não encontraram diferenças significativas na produtividade de grãos de milho e feijão cultivados em consórcio em áreas tratadas com LE e das áreas que receberam fertilização mineral em CAMBISSOLO HÁPLICO e aplicando a dose recomendada de 33,2 Mg ha⁻¹ de LE. Do mesmo modo, Marques et al. (2007) não relataram incremento na produtividade de cana-de-açúcar ao utilizar doses crescentes até 40 Mg ha⁻¹ de LE.

Anjos e Mattiazzo (2000) e Nascimento et al. (2004) reforçam que há situações em que é necessário realizar suplementação com fertilizantes minerais em solos adubados com lodo para se alcançar aumento de produtividade. Porém, há diversas pesquisas que demonstram que o uso de LE tem potencial para aumentar a

produtividade agrícola, conforme relatado por Gomes et al. (2007) que constataram aumento significativo na produção de grãos de milho, em função do uso do resíduo (até 26 Mg ha⁻¹).

Melo et al. (2007) notaram que a utilização do lodo por 6 anos, (aplicação anual de 67,5 Mg ha⁻¹, base seca) como fertilizante para a cultura do milho ocasionou elevação da produtividade de grãos, alcançando 8,6 Mg ha⁻¹, enquanto às obtidas com aplicação de fertilizantes minerais foram de 5,6 Mg ha⁻¹. Junio et al. (2013) comprovaram que a produtividade de milho e a fertilidade do solo, foram incrementadas quando composto de LE foi aplicado ao solo, recomendando como a dose ótima o emprego de 75 Mg ha⁻¹ (LE, base seca) para as mesmas condições da área de cultivo.

Na dose recomendada para obtenção da máxima produtividade (10 t ha⁻¹) foram incorporados ao solo (considerando-se mineralização de 50% de N e P) 328 e 473 kg ha⁻¹, N e P respectivamente. Esses resultados mostram que o LE pode substituir, ou complementar, a adubação mineral, visto que a produtividade entre o controle e as doses que receberam o resíduo foram semelhantes.

Isto agrega o uso agrícola do resíduo, já que esta prática pode ser uma alternativa para baixar os custos de produção do milho em áreas produtoras próximas aos centros urbanos, uma vez que o custo deste resíduo é determinado, basicamente, pelo seu transporte (GOMES et al., 2007).

A produção de matéria seca no LVd também não diferiu entre o tratamento controle e os recebem há dezoito anos aplicações de LE. Verificou-se que a dose controle propiciou a produção de 12,11 Mg ha⁻¹ de matéria seca, enquanto o tratamento que recebeu a maior dose do resíduo 11,91 Mg ha⁻¹ (Tabela 11).

A homogeneidade dos resultados pode estar relacionada à qualidade do material orgânico adicionado via lodo e a velocidade de mineralização dos nutrientes presentes no resíduo. Comprovou-se que a utilização do LE proporcionou nutrição adequada as plantas, com maiores teores de N e P em folhas da diagnose, contudo o acúmulo dos nutrientes não diferiu entre os tratamentos, resultado semelhante ao encontrado para produtividade e de matéria seca acumulada em plantas de milho.

Bittencourt et al. (2012) demonstraram que em dois cultivos de milheto em solo adubado com LE não foi registrada diferença significativa entre o tratamento controle e cada um dos tratamentos que receberam o resíduo na produção de matéria seca da parte aérea.

Diferentemente dos autores acima citados, Nascimento et al. (2004) e Nogueira et al. (2006) admitem que a aplicação de doses de LE foi responsável em incrementar a concentração de nutrientes no solo e propiciar aumento na produção de matéria seca da parte aérea em plantas de milho e feijão. Similarmente, Lobo et al. (2012) verificaram que para cada tonelada de lodo aplicado ocorreu aumento de 8,4 kg a massa de matéria seca de folhas, caules e raízes, e de 4,6 kg na produção de vagens de feijão.

3.4. Conclusão

Após aplicações sucessivas de LE os tratamentos que receberam as maiores doses (10 e 20 Mg ha⁻¹) apresentaram maior teor de N total e mineral (amônio e nitrato) e P disponível no solo.

O aumento do teor de N mineral em todos os tratamentos a partir do incremento da profundidade de amostragem demonstra que houve migração do nutriente para as camadas mais profundas, sugerindo que não só o uso do resíduo, mas de fertilizantes minerais apresentam potencial de poluição às águas subterrâneas.

As doses correspondentes a 10 e 20 Mg ha⁻¹ forneceram as quantidades necessárias de N e P para suprir adequadamente as exigências nutricionais da cultura do milho, demonstrando o potencial do resíduo em substituir parcialmente a fertilização mineral em áreas agrícolas.

Os grãos de milho que foram cultivados nos tratamentos que receberam as maiores doses do resíduo apresentaram maior teor de N e P, e conseqüentemente podem fornecer um produto com maior qualidade.

Doses de LE de até 20 Mg ha⁻¹ aplicadas por dezoito anos consecutivos e complementadas com potássio, foram eficientes para garantir a produtividade adequada de grãos e matéria seca da cultura do milho, visto que proporcionaram resultados semelhantes ao encontrado no tratamento que recebeu fertilização mineral.

Referências Bibliográficas

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 10004. Resíduos Sólidos - Classificação, 2004.

ALCANTARA, S.; PÉREZ, D.V.; ALMEIDA, M.R.A.; SILVA, G.M.; POLIDORO, J.C.; BETTIOL, W. Chemical changes and heavy metal partitioning in an oxisol cultivated with maize (*Zea mays L.*) after 5 years disposal of a domestic and an industrial sewage sludge. **Water, Air, and Soil Pollution**. v.203, p. 3-16, 2009.

ALVES, J. M.; OLIVEIRA, L. R.; GONTIJO, E. L.; CAMPOS, V. T.; BRITO, L. F.; MELO, V. P.; MELO, W. J.; MELO, G. M. P. Bioatividades das proteases e arilsulfatases em solos tratados com biossólidos e cultivados com girassol. **Revista Ceciliana**, Santos, SP, 2010. Disponível em: http://sites.unisanta.br/revistaceciliana/edicao_03/1-2010-27-29.pdf.

ANJOS, A.R.M. dos, MATTIAZZO, M.E. Elementos-traço em plantas de milho cultivadas em LATOSSOLOS repetidamente tratados com biossólido. **Scientia Agricola**, v. 57, p. 769-776, 2000.

ASSIS SILVA, S.; DE SOUZA LIMA, J. S.; DE SOUZA, G. S.; DE OLIVEIRA, R. B.; DA SILVA, A. F. Variabilidade espacial do fósforo e das frações granulométricas de um Latossolo Vermelho Amarelo. **Revista Ciência Agronômica**, v.41, n.1, p.1-8, 2010.

ANNABI, M.; LE BISSONNAIS, Y.; VILLIO-POITRENAUD, M.; LE, H.S. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. **Agric. Ecosyst. Environ.** v.144, p.382–389, 2011.

ALVAREZ LAZO, R. **Nitrogênio, arsênio, bário e estado nutricional de plantas de milho cultivadas em latossolos tratados com lodo de esgoto**. 2010. 114 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2010. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/105205>

BETTIOL, W.; GHINI, R. Impacts of Sewage Sludge in Tropical Soil: A Case Study in Brazil. **Applied and Environmental Soil Science**,. Article ID 212807, p.11, 2011. doi:10.1155/2011/212807

BINDER, D.L.; DOBERMANN, A.; SANDER, D.H.; CASSMAN, K.G. Biosolids as nitrogen source for irrigated maize and rainfed sorghum. **Soil Science Society of America Journal**, v.66, p.531-543, 2002.

BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M., MARIN, L. M. K. DE S.; SIMÃO, C. C. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n 3,p. 315-324, 2012. <https://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522012000300008>

BOEIRA, R.C.; MAXIMILIANO, V.C.B. Mineralização de compostos nitrogenados de lodos de esgoto na quinta aplicação em Latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.711-722, 2009.

BORBA, R.P.; DE CAMARGO, O.A.; KIRA, C.S.; COSCIONE, A.R. NO_2^- and NO_3^- leaching and solubilization of Al in variable charge soils treated with sewage sludge. **Environmental Earth Sciences**, v.74, p. 4625-4638, 2015.

BREMNER, J.M.; KEENEY, D.R. Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by steam-distillation methods. In: Black CA (Ed.). **Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties**. Madison: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America; 1965.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: Novais RF, Alvarez VVH, De Barros NF, Fontes RLF., Cantarutti RB, Neves JCL. (Ed.). **Fertilidade do Solo**, Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2007.

CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Cultivo de cana-deaçúcar em argissolo tratado com LE. II - Fertilidade do solo e nutrição da planta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.653-662, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000200020>

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

DYNIA, J.F.; SOUZA, M.D.; BOEIRA, R.C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de LE. **Pesquisa agropecuária Brasileira**, v.4, p.855-862, 2006.

EGHBALL, B.; POWER, J.F. Phosphorus and nitrogen Based manure and compost applications: Corn production and soil phosphorus. **Soil Sci. Soc. Am. J.** v.63, p. 895-901,1999.

ELLIOTT, H.A.; O'CONNOR, G.A. Phosphorus management for sustainable biosolids recycling in the United States. **Soil Biology and Biochemistry**, v.39, n.6, p.1318-1327, 2007.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Tecnologias de produção de soja - região central do Brasil - 2007**. Londrina: Embrapa Soja, Embrapa Cerrados, Embrapa Agropecuária Oeste, 2007. 225 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. EMBRAPA. 2013. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**.3.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos. 353p.

ELLIOTT, H.A.; O'CONNOR, G.A.; Brinton, S. Phosphorus leaching from biosolids-amended sandy soils. **Journal of Environmental Quality**.; v.31, n.2, p.681-689, 2002.

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**, v.11, n.5, p. 459-465, 2007.

GRUNDITZ, C.; DALHAMMAR, G. Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*. **Water Res**, v.35, p.433–440, 2001.

GU, C.; BAI, Y.; TAO, T.; CHEN, G.; SHAN, Y. Effect of sewage sludge amendment on heavy metal uptake and yield of ryegrass seedling in a mudflat soil. **J Environ Qual.** , v.42, n.2, p.421-8, 2013. doi: 10.2134/jeq2012.0311. PubMed PMID: 23673834.

GUO, B; LIANG, Y; LI, Z; HAN,F. Phosphorus Adsorption and Bioavailability in a Paddy Soil Amended with Pig Manure Compost and Decaying Rice Straw, **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.40, p.13-14, 2185-2199, 2009. DOI: 10.1080/00103620902960666

HARIDASAN, M. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrado of central Brazil. In: McClain ME, Victoria RL Richey JE (eds), **Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world**. p.68-83, 2001. Oxford University Press, New York.

HUANG, X.; YONA, C.; MOSHE, S. Dynamics of phosphorus phytoavailability in soil amended with stabilized sewage sludge materials. **Geoderma**, v.170, p.144-153, 2012.

HUE, N.V. Sewage sludge. In: RECHCIGL, J.E., ed. **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton, CRC Press, 1995. p.199-168.

IPPOLITO, J.A.; BARBARICK, K.A.; NORVELL, K.L. Biosolids impact soil phosphorus accountability, fractionation, and potential environmental risk. **J. Environ. Quality**, v.36, p.764-772, 2007.

JUNIO, G. R., SAMPAIO, R. A., NASCIMENTO, A. L., SANTOS, G. B., SANTOS, L. D., FERNANDES, L.A. Produtividade de milho adubado com composto de LE e fosfato natural de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18,p.706–712, 2013.

KARACA, A.; NASEBY, D.C.; LYNCH, J.M. Effect of cadmium contamination with sewage sludge and phosphate fertiliser amendments on soil enzyme activities, microbial structure and available cadmium. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.35, p.428-434, 2002.

KER, J.C. Latossolos do Brasil: uma revisão. **Revista Geonomos** . v.5, n.1, 2013.

KIDD, P.; DOMINGUEZ-RODRIGUEZ, M.; DIEZ, J.; MONTERROSO, C. Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge. **Chemosphere**, v.66, p. 1458–1467, 2007.

KLOTZ, M.G.; STEIN, L.Y. Nitrifier genomics and evolution of the nitrogen cycle. **FEMS Microbiology Letters**, v.278, p.146-56, 2008.

LAVEZZO, LF. **Atributos químicos, bioquímicos e microbiológicos em solos com 18 anos de aplicações anuais de lodo de esgoto**. 2016. 71f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2016,

LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H.; BÜLL, L. T. Efeito do nitrogênio e do lodo de esgoto nos fatores produtivos do feijoeiro. **Ceres**, v.59, n.1, p. 118-124, 2012.

LOBO, T.F.; GRASSI FILHO, H.; BÜLL, L.T.; MOREIRA, L.L.Q. Manejo do LE e nitrogênio mineral na fertilidade do solo ao longo do tempo. **Semina: Ciências Agrárias**, v.34, n.6, p.2705-2726, 2013.

LU, C.; MA, J.; CHEN, X.; ZHANG, X. SHI, Y. HUANG, B. Effect of nitrogen fertilizer and maize straw incorporation on $\text{NH}_4^+ \text{ }^{15}\text{N}$ and $\text{NO}_3^- \text{ }^{15}\text{N}$ accumulation in black soil of northeast China among three consecutive cropping cycles. **Journal of soil science and plant nutrition**, v.10, n.4, p. 444-4534, 2010.

LUCZKIEWICZ, A. Soil and groundwater contamination as a result of sewage sludge land application. **Polish J. of Environ. Stud**, v.15, n.6, p.869, 2006.

MACEDO, F.G.D.; MELO, W.J.D.; MERLINO, L.C.S.; TORRES, L.S.; GUEDES, A.C.T.P.; MELO, G.M.P.D.; CAMACHO, M.A. Lodo de esgoto como fonte de nitrogênio: concentração no perfil do solo e em plantas de milho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n.3, p.263-268, 2011.

MACHADO, V. J.; SOUZA, C. H. E.; ANDRADE, B.B; LANA, R. M. Q.; KORNDÖRFER, G. H. Curvas de disponibilidade de fósforo em solos com diferentes texturas após aplicação de doses crescentes de fosfato monoamônico. **Bioscience Journal, Uberlândia**, v. 27, n. 1, p. 70-76, 2011.

MALAVOLTA E, VITTI GC, OLIVEIRA S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2.ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997: 319.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 2006. 638p.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **BRASIL Projeções do agronegócio Brasil 2014/15 a 2024/25. Projeções de Longo Prazo**. 2015. Brasília, DF, Julho de 2015. 6 ed. 133p. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/PROJECOES_DO_AGRONEGOCIO_2025_WEB.pdf

MARQUES, M.O.; BELLINGIERI, P.A.; MARQUES, T.A.; NOGUEIRA, T.A.R. Qualidade e produtividade da cana-de-açúcar cultivada em solo com doses crescentes de lodo de esgoto. **Bioscience Journal**, v. 23, p. 111-122, 2007.

MARQUES, M.O. **Incorporação de LE em solo cultivado com cana-de-açúcar**. 1996. (Tese Livre docência). Jaboticabal: Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista; 1996.

MELO, W.J. **Variação do N-amoniaco e N-nítrico em um Latossolo Roxo cultivado com milho (*Zea mays L.*) e com lablab (*Dolichos lablab L.*)**. 1974. (Tese doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo; 1974.

MELO, W.J.; AGUIAR, P. S.; MELO, G.M.P; MELO, V.P. Nickel in a tropical soil treated with sewage sludge and cropped with maize in a long-term field study. **Soil Biol. Biochem.**, v. 39, p. 1341-1347, 2007.

MOTTA, S.R.; MAGGIORE, T. Avaliação da gestão do azoto no cultivo de milho cresce em solo tratado com LE e uréia. **European Journal of Agronomy.**, v.45, p. 59-67, 2013.

MUNHOZ, R.O.; BERTON, R.S. Disponibilidade de fósforo para o milho em solo que recebeu lodo de esgoto. in **Lodo de esgoto: Impactos Ambientais na Agricultura**, W. Bettiol and O A Camargo, Eds , pp. 91–124, Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, Brasil, 2006.

MUNHOZ, R. O.; BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A. Phosphorus sorption and redistribution on soil solid phase in a brazilian haplorthox amended with biosolids. **Applied and Environmental Soil Science**, v.2011, p.1-7, 2011.

MURRAY, A.; ARPAD, H.; NELSON, K.L. Hybrid life-cycle environmental and cost inventory of sewage sludge treatment and end-use scenarios: a case study from China. **Environmental science & technology**, v.42, n.9. p.3163-3169, 2008.

NASCIMENTO, C.W.A.; BARROS, D.A.S.; MELO, E.E.C. & OLIVEIRA, A.B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 385, 2004.

NASCIMENTO, A.L.; SAMPAIO, R.A.; JUNIO, G.R.Z.; CARNEIRO, J.P.; FERNANDES, L.A.; RODRIGUES, M.N. Teores de metais pesados no solo e em girassol adubado com LE. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.3, p. 294-300, 2014.

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. **R. Biol. Ci. Terra**, v. 6, p. 122-131, 2006.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; MORAES, S.O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com LE e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v.58, n.1, p.171-180, 2001.

OLIVEIRA, L.R. **Elementos-traço e atividade enzimática em Latossolos tratados como lodo de esgoto e cultivado com milho**. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal. 2008. 108f. (Tese de doutorado).

PIRES, A.M.M.; ANDRADE, C.A.; SOUZA, N.A.P.; CARMO, J.B.; COSCIONE, A.R.; CARVALHO, C.S. Disponibilidade e mineralização do nitrogênio após aplicações sucessivas de LE no solo, estimadas por meio de incubação anaeróbica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.50, p.333- 342, 2015.

PRADO, R. M. **Nutrição de Plantas**. 1.ed. São Paulo: Editora UNESP, 2008. v.1. 300 p.

RAIJ, B. Van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas, 1997. 285 p. (Boletim técnico, 100).

RAMBO, L.; SILVA, P.R.F.; STRIEDER, M.L.; SANGOI, L. BAYER, C.; ARGENTA, G. Monitoramento do nitrogênio na planta e no solo para predição da adubação nitrogenada em milho. **Pesq Agropec Bras**, v. 42, p. 407-17, 2007.

RIBEIRINHO, V.S.; MELO, W.J.; SILVA, D.H.; FIGUEIREDO, L.A.; MELO, G.M.P. Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol, em função da aplicação de LE. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 42, p.166-173, 2012.

RICHARDSON, A.E.; LYNCH, J.P.; RYAN, P.R.; DELHAIZE, E.; SMITH, F.A.; SMITH, S.E.; HARVEY, P.R.; RYAN, M.H.; VENEKLAAS, E.J.; LAMBERS, H.; OBERSON, A.; CULVENOR, R.A.; SIMPSON R.J. Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. **Plant Soil**, v.349, p. 121., 2011. doi:10.1007/s11104-011-0950-4

ROIG, N.; SIERRA, J.; MARTÍ, E.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effects on soil functioning. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.158, p.41-48, 2012.

ROLIM, G.S. Resenha Meteorológica do Período 1971 – 2010. Disponível em <http://www.fcav.unesp.br/#!/estacao-agroclimatologica/resenha/periodo-1971-2010/>.
ROMEIRO, J. C. T.; GRASSI FILHO, H.; MOREIRA, L. L. Q. Absorção de N, P, K, Ca e Mg por laranjeiras 'pêra' fertilizadas com LE compostado em substituição à adubação nitrogenada mineral. **IRRIGA**, v. 19, n. 1, p. 82, 2014.

SANGOI, L.; MARASCHI DA SILVA, L. M.; RENAN MOTA, M.; PANISON, F.; SCHMITT, A.; DE SOUZA, N. M.; GIORDANI, W.; SCHENATTO, D. E. Desempenho agrônômico do milho em razão do tratamento de sementes com *azospirillum* sp. e da Aplicação de doses de nitrogênio mineral. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, n.4, p. 1141-1150, 2015.

SARRUGE JR, HAAG HP. **Análises químicas em plantas.**Piracicaba: ESALQ, USP, 1974.

SILVA, F.A.S.E.; AZEVEDO, C.A.V de. Principal Components Analysis in the Software Assistat-Statistical Attendance. In: **world congress on computers in agriculture**, 7, Reno-NV-USA: American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2009.

SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.** Brasília: EMBRAPA, 1999.

SILVEIRA, M.L.; O'CONNOR, G. Temperature Effects on Phosphorus Release from a Biosolids-Amended Soil. **Applied and Environmental Soil Science**. 2013; doi:10.1155/2013/981715

SIMONETE, M.A.; KIEHL, J.C.; ANDRADE, C.A.; TEIXEIRA, C.F.A. Efeito do LE em um argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesq. agropec. bras**, v. 38, n.10, p.1187-1195, 2003.

SINGH, R.P.; AGRAWAL, M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste management**, v.28, n.2, p.347-358, 2008.

SMITH, S.R.; WOODS, V.; EVANS, T.D. Nitrate dynamics in biosolids-treated soils I: influence of biosolids type and soil type. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 66, n. 2, p. 139-149, 1998.

SOMAVILLA, L.; BASSO, C.J; FABBRIS, C; ROS, C.O DA2 ; SILVA, V.R DA; PINTO, M.A.B; BRUN, T ; DEMARI, G.H. Ciclagem do nitrogênio pela parte aérea do milho submetido a doses de dejetos líquido de suínos. **Biosci. J., Uberlândia**, v. 31, n. 2, p. 481-488, Mar./Apr. 2015.

SOUZA, W.J.O. de. **Fósforo em solo tratado com biossólido e cultivado com milho**. 2004, 92f. (Tese doutorado). Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2004.

TARRASÓN, D.; OJEDA, G.; ORTIZ, O.; ALCAÑIZ, J.M. Differences on nitrogen availability in a soil amended with fresh, composted and thermally-dried sewage sludge. **Bioresour Technol**, v.99, n.2,p. 252-259, 2008.

TRANNIN, I.C. de B.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M. de S. Atributos químicos e físicos de um solo tratado com biossólido industrial e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, p.223-230, 2008.

TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: Tsutiya, M.T., Comparini, J.B., ALEM, P.S., HESPANHOL, I., CARVALHO. P.C.T., MELFI, A.J., MELO, W.J., MARQUES, M.O. **Biossólidos na agricultura**. 1. ed. São Paulo: SABESP, 2001. p. 89-131.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Acid digestion of sediments, sludges and soils. Metod 3050**. Washington: EPA, 1996. 12p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency.; **Drinking water regulation and health advisories**. Offices of water: Washington, 1995

WARMAN, P.R.; TERMEER, W.C. Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage yields and N, P and K content of crops and soils. **Bioresour Technol**, v.96, p.955–961, 2005.

WHITE, J. W., COALE, F. J., SIMS, J. T., & SHOBER, A. L. Phosphorus runoff from waste water treatment biosolids and poultry litter applied to agricultural soils. **Journal of environmental quality**, v.39, n.1, p.314-323, 2010.