

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

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E CRESCIMENTO DE PLANTAS
EM SOLOS COM APLICAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS**

GABRIEL FURTADO GARCIA
(Dissertação)

Porto Alegre, 2016.

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

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E CRESCIMENTO DE PLANTAS
EM SOLOS COM APLICAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS**

GABRIEL FURTADO GARCIA
Engenheiro Agrônomo (UFPel)

Dissertação apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS)
Agosto de 2016

CIP - Catalogação na Publicação

Furtado Garcia, Gabriel
ATRIBUTOS QUÍMICOS E CRESCIMENTO DE PLANTAS EM
SOLOS COM APLICAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS / Gabriel
Furtado Garcia. -- 2016.
114 f.

Orientador: Carlos Alberto Bissani.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa
de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-
RS, 2016.

1. Resíduos urbanos. 2. Lodo de esgoto. 3.
Composto de lixo. 4. Atributos químicos do solo. 5.
elementos-traços. I. Alberto Bissani, Carlos, orient.
II. Título.

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

GABRIEL FURTADO GARCIA

ATRIBUTOS QUÍMICOS E CRESCIMENTO DE PLANTAS EM SOLOS COM APLICAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Aprovada em 03 de agosto de 2016
Homologada em 29 de setembro de 2017

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Tales Tiecher
UFRGS

Prof. Pedro Alberto Selbach
UFRGS

Prof. Cláudio Henrique Kray
IFRS

Orientador - Prof. Carlos Alberto Bissani
UFRGS

AGRADECIMENTOS

A Deus, sempre.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela oportunidade de estudo, e à CAPES, pela concessão da bolsa.

Ao Departamento de Solos, pela acolhida e pela receptividade.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelas experiências repassadas.

Ao Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) e ao Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU), ambos da Prefeitura Municipal de Porto Alegre, por terem cedido os resíduos para a realização deste trabalho.

Ao professor Carlos Alberto Bissani, pela orientação, por toda a confiança, respeito e colaboração na condução dos trabalhos.

À professora Deborah Pinheiro Dick, pela amizade e por todo apoio e auxílio na condução das análises.

Aos demais professores do Departamento de Solos, pelos ensinamentos e contribuições.

Ao grande “Adãozinho”, por toda paciência e amizade, durante longas tardes de trabalho, e por todo apoio técnico durante as atividades de laboratório.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.

Aos colegas de laboratório, Fabrício, Fernanda, Fernando e Yara.

Aos estudantes de iniciação científica Tamara e Dionata, por todo auxílio e colaboração nos trabalhos.

Aos meus amigos da turma do “Soil Science of Ufrgs”, por toda descontração e troca de experiências ao longo dessa jornada.

Ao meu irmão Luiz Gustavo, pela amizade, auxílio em etapas chaves e pelo companheirismo dentro e fora da universidade.

Aos meus amigos e primeiros tutores da UFPel, Eloy Paulleto, Luiz Fernando Spignelli e Lizete Stumpf.

Aos meus amigos de Pelotas, representados pelo Rodrigo Romero, por todo carinho e fraternidade sempre, mesmo nos momentos mais difíceis da vida.

Aos meus padrinhos e madrinhas, Maria Cristina, Ivon Furtado Filho, Raquel Garcia, Henrique Khun, Renata Borba, Junior Borba e Rafael Garcia.

Aos meus Pais, Rozi Garcia e Álvaro Garcia, pelo amor, amizade, carinho, confiança, estímulo, dedicação e esforço para tornar esta jornada mais leve.

À Silvana Garcia, minha irmã, por toda compreensão e amor incondicional.

Aos meus Avós, Aurea, Andreina e Ivon, pelo exemplo de vida; minhas afilhadas, Bruna e Carolina, pelo carinho.

A minha namorada, Beatriz Vieira, pelo amor e carinho sempre, pelo respeito e exemplo de mulher batalhadora e por toda a paciência e apoio durante esse período.

ATRIBUTOS QUÍMICOS E CRESCIMENTO DE PLANTAS EM SOLOS COM APLICAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS^{1/}

Autor: Gabriel Furtado Garcia
Orientador: Carlos Alberto Bissani

RESUMO

O uso de composto de lixo (CL) e de lodo de esgoto (LE) na agricultura é uma alternativa viável para a melhor disposição destes resíduos urbanos em solos. Estudos de longo prazo podem melhorar o entendimento da dinâmica e as modificações que estes materiais ocasionam no solo e na resposta de plantas. O objetivo desse estudo foi avaliar os efeitos residuais (aplicações entre 2002 e 2006) e imediatos (reaplicação em 2015, após pousio) dos resíduos CL e LE, em dois solos [Latossolo Vermelho distroférrico (LVd) e um Argissolo Vermelho distrófico (PVd)], quanto às modificações em atributos químicos do solo, elementos-traços (ET) e resposta de plantas de aveia (*Avena sativa*) e milho (*Zea mays*). O experimento consta de colunas de solo, com aplicação de duas doses dos resíduos, CL e LE, com base no suprimento de nitrogênio, sendo a maior repetida e enriquecida com ET (Cd, Cu, Ni, Pb e Zn), além de tratamentos com adubação mineral e testemunha. Quanto aos efeitos residuais, na camada de 0-20 cm de ambos os solos, os resíduos promoveram maiores teores de C orgânico e P disponível e valores de CTC, porém o CL resultou em maiores valores de pH do solo. Com exceção do Cu, os teores de ET no solo diminuíram com o tempo. A produção de matéria seca de aveia diminuiu expressivamente após o longo período de pousio, possivelmente pela limitação em N. Os tratamentos com LE enriquecido com ET resultaram em maior acúmulo destes elementos na parte aérea da aveia. Após a reaplicação dos resíduos, o LE resultou em maior produção de matéria seca e maior acúmulo de macronutrientes (N, P, Ca e Mg) pelas plantas de milho em comparação ao CL. Os tratamentos com CL e LE enriquecidos determinaram nas plantas teores de ETS não essenciais considerados fitotóxicos.

^{1/} Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal Do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Brasil, (115p.) Agosto, 2016.

CHEMICAL ATTRIBUTES AND PLANT GROWTH IN SOILS WITH URBAN WASTES APPLICATION ^{1/}

Author: Gabriel Furtado Garcia
Advisor: Carlos Alberto Bissani

ABSTRACT

The use of urban solid waste compost (SWC) and sewage sludge (SS) in agriculture is a viable alternative for better disposal of these urban residues in soils. Long-term studies may improve the understanding of the dynamic and changes caused by these materials in soils and plant responses. The aim of this study was to evaluate residual effects (applications from 2002 to 2006) and immediate effects (application in 2015, after a fallow time) of SWC and SS residues in two soils [Typic Haplorthox (LVd) and Arenic Paleudult (PVd)], regarding soil chemical attributes and trace elements (ET) and oat (*Avena sativa*) and corn (*Zea mays*) plant responses. The experiment is carried out in soil columns with application of two doses of both SWC and SS and also with the major dose enriched with ET (Cd, Cu, Ni, Pb and Zn), besides mineral fertilization and control treatments. Residue doses were established according N supply. Regarding residual effects in the 0-20 cm layer of both soils SWC and SS materials improved organic C and available P contents and CEC values, but soil pH was higher for SWC treatments. Except for Cu, soil ET contents decreases with time. Oat dry matter production was very small after the fallow time possibly due to low residual N supply. Treatments enriched with ET resulted in higher contents of these elements in oat shoots. After residue reapplication SS caused higher corn dry matter production and macronutrient (N, P, Ca and Mg) contents than SWC. Non-essential metal in levels possibly toxic for corn plants resulted from treatments with SWC and SS enriched with ET.

^{1/} M.Sc. Dissertation in Soil Science, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Brazil (115p.) August, 2016.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 Resíduos urbanos.....	4
2.1.1 Lodo de Esgoto	6
2.1.2 Composto de lixo.....	7
2.2 Disposição de resíduos em solos agrícolas.....	8
2.3 Implicações dos resíduos urbanos nos atributos químicos do solo	11
2.3.1 pH.....	11
2.3.2 Nutrientes do solo	12
2.4 Elementos-traços no solo e em resíduos orgânicos	14
2.5 Uso de plantas como indicadoras do potencial de aplicação de resíduos orgânicos	16
3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	18
3.1 Histórico e caracterização geral	18
3.1.1 Solos utilizados no experimento	18
3.1.2 Resíduos orgânicos.....	19
3.1.3 Unidades experimentais	21
3.1.4 Tratamentos e delineamento experimental	22
4 - ESTUDO I – AVALIAÇÃO DO EFEITO RESIDUAL DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE COMPOSTO DE LIXO E LODO DE ESGOTO SOBRE ATRIBUTOS QUÍMICOS E ELEMENTOS-TRAÇO DO SOLO	26
4.1 Introdução.....	26
4.2 Hipótese	27
4.3 Objetivos.....	27
4.4 Material e métodos	28
4.4.1 Atributos químicos	28
4.4.2 Análise estatística	28
4.5 Resultados e discussão.....	29
4.5.1 Atributos químicos do solo	29
4.5.1.1 pH do solo.....	29

4.5.1.2 Fósforo disponível.....	31
4.5.1.2 Carbono orgânico no solo.....	33
4.5.1.4 Nitrogênio total no solo.....	35
4.5.1.5 Capacidade de troca de cátions, soma de bases e saturação por bases.....	36
4.5.2 Teores de elementos-traço no solo	39
4.6 Conclusões.....	49
5 - ESTUDO II – EFEITO RESIDUAL DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE COMPOSTO DE LIXO E LODO DE ESGOTO NA ABSORÇÃO DE NUTRIENTES E ELEMENTOS-TRAÇO PELAS PLANTAS.....	50
5.1 Introdução.....	50
5.2 Hipótese	51
5.3 Objetivos.....	51
5.4 Material e métodos	52
5.4.1 Cultivo de aveia	52
5.4.2 Determinações	52
5.4.2 Análise estatística	53
5.5 Resultados e discussão.....	53
5.5.1 Matéria seca.....	53
5.5.2 Macronutrientes nas plantas de aveia	56
5.5.3 Elementos-traço nas plantas de aveia.....	59
5.6 Conclusões.....	64
6 - ESTUDO III - CRESCIMENTO E ABSORÇÃO DE NUTRIENETS E ELEMENTOS-TRAÇO POR PLANTAS DE MILHO APÓS A REAPLICAÇÃO DE COMPOSTO DE LIXO E LODO DE ESGOTO.....	65
6.1 Introdução.....	65
6.2 Hipótese	66
6.3 Objetivos.....	66
6.3 Material e métodos	67
6.3.1 Reaplicação dos resíduos	67
6.3.2 Cultivo de milho	67
6.4.2 Determinações	67
6.4.3 Análise estatística	68
6.5 Resultados e discussão.....	68

6.5.1 Produção de matéria seca.....	68
6.5.2 Macronutrientes nas plantas	71
6.5.3 Elementos-traço nas plantas	74
6.6 Conclusões.....	80
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	81
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83
9 APÊNDICES	91

RELAÇÃO DE TABELAS

Página

1. Caracterização da camada superficial (0-20 cm) dos solos LVd e PVd.....	19
2. Características físico-químicas dos resíduos adicionados em 2002/2003, 2006 e 2015.....	20
3. Descrição dos tratamentos aplicados aos solos.....	22
4. Tratamentos e doses de materiais orgânicos adicionados aos solos em 2006.....	24
5. Tratamentos e doses de materiais orgânicos adicionados aos solos em 2015.....	25
6. Histórico das doses aplicadas e totais acumulados de resíduos adicionados no solo.....	25
7. Valor de pH do solo na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após aplicações de composto de lixo e lodo de esgoto nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).....	31
8. Atributos químicos na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).....	40
9. Teores semi-totais de elementos-traço na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).....	41
10. Evolução no teor de cobre (Cu) na camada superficial do solo (0-20 cm) ao longo do tempo até o ano de 2015, após cinco aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006 nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).....	42
11. Evolução no teor de zinco (Zn) na camada superficial do solo (0-20 cm) ao longo do tempo até o ano de 2015, após cinco aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006 no solo PVd e LVd (médias de três repetições).....	44
12. Evolução no teor de chumbo (Pb) na camada superficial do solo (0-20 cm) ao longo do tempo até o ano de 2015, após cinco aplicações de composto de	

lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006 no solo PVd e LVd (médias de três repetições).....	47
13. Evolução no teor de níquel (Ni) na camada superficial do solo (0-20 cm) ao longo do tempo até o ano de 2015, após cinco aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006 no solo PVd e LVd (médias de três repetições).....	48
14. Produção de matéria seca da parte aérea de plantas de aveia, nove anos após aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).....	54
15. Evolução na produção de matéria seca da parte aérea de plantas de aveia após cinco aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006.....	55
16. Quantidades de macronutrientes acumulados na parte aérea das plantas de aveia nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).....	57
17. Concentrações de elementos-traço na parte aérea das plantas de aveia nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).....	60
18. Produção de matéria seca da parte aérea de plantas de milho após a reaplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).....	70
19. Quantidade de macronutrientes acumulados na parte aérea de plantas de milho após a reaplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).....	73
20. Concentrações de elementos-traço na parte aérea de plantas de milho após a reaplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).....	79

RELAÇÃO DE FIGURAS

Página

1. Histórico de aplicações e cultivos realizados.....	21
2. Teor de P disponível na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	32
3. Teor de C orgânico na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	34
4. Teor de N total na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	36
5. Teor de Cu disponível na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	43
6. Teor de Zn disponível na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	46
7. Vista de plantas de aveia mostrando os efeitos dos tratamentos com maior adição de elementos-traços (ETs).	64
8. Vista das plantas de milho em função dos tratamentos em estudo no momento da coleta para as avaliações de matéria seca e composição elementar (Solo LVd)	69

1 INTRODUÇÃO GERAL

O crescimento socioeconômico vem impulsionando os índices brasileiros de desenvolvimento perante a comunidade mundial, com a transformação da economia, de rural para urbana. Em um cenário mais amplo, a industrialização do país, desde meados de 1960, e, mais recentemente, a urbanização, vêm gerando resíduos indiscriminadamente, como consequência desse processo de expansão, entre os quais se destacam as produções de esgoto doméstico e lixo urbano.

Grande parte desses resíduos gerados não recebe disposição final adequada e, junto a este fato, há o agravante advindo do descaso dos próprios geradores de resíduos, do ineficiente sistema de fiscalização e da falta de incentivo à produção sustentável e da conscientização da população. As leis de oferta e demanda estão levando a um descontrole dos processos de produção, o que acarreta o desequilíbrio nos ecossistemas, pois promovem a conversão do uso da terra, a erosão e degradação do solo e o aumento de pressão sobre as áreas protegidas.

Segundo o resumo elaborado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (Pnuma), em 2012, a necessidade de aumentar a produtividade agrícola, a perda de terras aráveis para a urbanização, a construção de infraestrutura e a desertificação necessitam ser ponderados, dados os custos ambientais potenciais.

A produção de lixo urbano é um dos principais problemas enfrentados nesse século, pois, com a expansão demográfica, a geração desses resíduos é crescente e tende a alcançar grandes quantidades. Segundo o Pnuma (2012), estima-se que a produção mundial de lixo tenha um aumento de 1,3 bilhões de toneladas por ano para 2,2 bilhões de toneladas até o ano de 2025.

O Brasil possui 203.803.000 habitantes e o estado do Rio Grande do Sul, mais de 11.240.000 (IBGE, 2015), sendo que mais de 2/3 da população vive nas

pequenas e grandes cidades do país. Desta forma, a população brasileira é considerada urbana. Esse processo de urbanização demonstra que os hábitos dos brasileiros mudaram com o tempo e que as suas necessidades aumentaram, gerando uma maior demanda por consumo de bens, o que tem acarretado na geração diária de grandes volumes de resíduos, como lixo urbano e águas residuárias. Se estes não tiverem tratamento adequado, tornam-se fontes potencialmente perigosas para o bem-estar humano, podendo poluir os aquíferos, o solo e o ar, além de contribuir para a proliferação de doenças e vetores.

Visto o cenário no qual se encontravam as grandes cidades, alternativas foram criadas para amenizar e mitigar esses resíduos, como a criação de políticas de incentivo ao saneamento básico e de ampliação das estações de tratamento de esgoto (ETEs) para que as águas residuárias fossem coletadas e tratadas antes de voltarem aos corpos hídricos. O resultado do tratamento desse esgoto são o lodo de esgoto e a água residuária tratada.

Outro problema que deve ser enfrentado é o lixo urbano. Este é um dos principais problemas ambientais da atualidade, responsável pela contaminação das águas subterrâneas e superficiais; formação de enchentes, decorrente do entupimento de bueiros e canais de escoamento; proliferação de insetos, vetores e roedores e transmissão de doenças.

Ao não receber destinação adequada, torna-se uma fonte de contaminação e potencial poluição do ambiente, pois a grande maioria da população não tem por hábito realizar a separação das frações que o compõe. A não separação do lixo orgânico do inorgânico, além de dificultar o processo de reciclagem, encarece o processo de coleta, favorecendo a formação de sítios de contaminação e expondo a população a contaminantes, como metais pesados e organismos patogênicos.

A fração orgânica do lixo urbano pode ser adequadamente tratada mediante compostagem, gerando como produto final o composto de lixo. Segundo Souza (2009), menos de 4% do lixo produzido no Brasil é processado em estações de triagem e depois compostado.

A busca para um destino adequado ao lodo de esgoto e ao composto de lixo gerou um grande número de trabalhos de pesquisa nesse campo, constatando-se que a utilização desses resíduos no meio agrícola é uma

alternativa viável. Segundo Kray (2005), solos agrícolas possuem grande potencial para receber resíduos urbanos, pois estes minimizam o potencial poluente dos materiais, visto sua grande capacidade de decompor ou inativar materiais potencialmente prejudiciais ao meio ambiente, pela multiplicidade de processos físicos, químicos e biológicos que os caracterizam. Outro aspecto que favorece o uso agrícola destes resíduos é que notadamente estes são fontes de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e outros nutrientes para o crescimento de plantas.

No entanto, é necessário conhecer com um espectro maior de detalhes todas as consequências da aplicação desses resíduos ao longo do tempo. Nesse contexto, o presente estudo tem por objetivo avaliar atributos químicos e elementos-traço em solos e em plantas em consequência de efeitos residuais de aplicações anteriores e imediatos de aplicação recente de resíduos urbanos (composto de lixo e lodo de esgoto) em dois tipos de solos do Rio Grande do Sul.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Resíduos urbanos

Os resíduos urbanos são gerados ao longo do processo de consumo de bens e, cada vez mais, a geração descontrolada de subprodutos vem trazendo problemas para a sociedade e para o ambiente. A partir da revolução industrial, o mundo modificou o modo de consumir, impulsionando a demanda por novos produtos, o que se reflete até hoje. A desordem no processo de geração de resíduos é consequência do mau planejamento de indústrias e empresas, da falta de fiscalização e do desrespeito da população para com seus respectivos descartes, sejam eles orgânicos ou inorgânicos.

No Brasil, a população está distribuída heterogeneamente ao longo de todo território, resultado de um fluxo migratório desordenado, o qual teve início a partir da metade do século XX. Atualmente, isto se reflete em grandes aglomerados urbanos em determinadas regiões, como é o caso das regiões Nordeste e Sudeste, as quais juntas totalizam mais de 50% da população (IBGE, 2015).

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (Abrelpe), em 2013, constatou-se que o Brasil teve o maior crescimento na geração de resíduos da última década, gerando 209.208 toneladas de lixo por dia. Entretanto, mais de 40% desses resíduos ainda são descartados em lixões, sem o devido controle e tratamento adequado.

Dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PSNB), realizada pelo IBGE (2008), evidenciam que outro atendimento básico à população, a rede coletora de esgoto, também não possui o alcance necessário, abrangendo 82% da população com água tratada, ficando uma parcela exposta ao risco de contrair doenças em função da ausência deste serviço.

As regiões Norte e Nordeste juntas representam 24,1 milhões de habitantes sem acesso à rede coletora de esgoto, enquanto que nas regiões Sul e Centro-Oeste 9,5 milhões de habitantes não possuem acesso a esse serviço e nas demais regiões do país 2,4 milhões de habitantes. A pesquisa revelou ainda que, dos mais de 12 milhões de m³ de esgoto coletado diariamente nas localidades que contam com o serviço de tratamento de esgoto, somente 68,8% é tratado. O restante é despejado em rios e córregos sem nenhum tratamento (Souza, 2009).

Segundo dados do SNIS (2013), os avanços na cobertura da rede coletora até 2013 foram de 0,5%, totalizando 4,1 milhões de pessoas a mais recebendo atendimento na coleta de esgoto, com um investimento R\$ 50,7 bilhões nesse período.

No intuito de amenizar essa escassez de acesso ao esgotamento sanitário, o Brasil firmou acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU), comprometendo-se a melhorar a qualidade de vida da sua população, intensificando o acesso ao saneamento básico e incentivando a criação de estações de tratamento de esgoto (ETEs) nas cidades. Entre os tipos de tratamento do esgoto sanitário realizados no país, destacam-se: filtros biológicos, reatores anaeróbios, lodo ativado, lagoa anaeróbia, lagoa aeróbia, lagoa aerada, lagoa facultativa, lagoa mista, lagoa de maturação, fossa séptica, aplicação no solo e plantas aquáticas, entre outros (PNSB, 2008).

Todavia, esse processo acabou gerando um novo resíduo ambiental, o lodo de esgoto, resíduo produzido durante as etapas de tratamento das águas residuárias que, se não destinado corretamente, apresenta potencial de contaminação ambiental. Segundo Souza (2009), este resíduo pode representar boa parte dos custos de operação de uma estação de tratamento.

A produção de resíduos urbanos é um problema de domínio público e a investigação e monitoramento de todas as etapas a partir da geração dos mesmos é necessária para a manutenção da qualidade dos ecossistemas. A falta de conhecimento aprofundado sobre os efeitos de resíduos destinados ao solo é mais um agravante, pois a dinâmica dos nutrientes e outros constituintes podem variar conforme a disposição e a dispersão destes ao longo do perfil do solo.

2.1.1 Lodo de Esgoto

As estações de tratamento de esgotos (ETEs) foram criadas a partir de uma demanda específica, a despoluição dos mananciais e do meio ambiente, em virtude da contaminação gerada ao longo de muitos anos sobre os corpos d'água. Ao realizar os procedimentos de tratamento de esgoto coletado até a disposição final da água residuária, novamente no ambiente, são geradas toneladas de resíduos, conhecidos como lodos de esgoto (LE) ou também como biossólidos.

O lodo ou biossólido oriundo deste tratamento vem sendo estudado ao longo de vários anos, por diversos autores (Malta, 2001; Kray, 2005; Bettioli e Camargo, 2006; Souza, 2009; Ribeirinho et al., 2012) na busca para a melhor disposição deste resíduo no ambiente.

Segundo Quintana et al. (2011), entre as opções disponíveis para a destinação dos lodos de esgoto destacam-se a disposição oceânica e florestal, a utilização agrícola e a incineração. Ainda, segundo esses autores, a disposição destes materiais em aterros sanitários é considerado um desperdício de energia, visto o potencial deste resíduo como biofertilizante, além de gerar um alto custo para manutenção destes em aterros sanitários.

O lodo de esgoto é considerado como um potencial biofertilizante, pois na sua composição estão presentes macro e micronutrientes, além de altos teores de matéria orgânica, constituindo de 40 a 80% do material seco (Kray, 2005). Além disso, o lodo de esgoto também é rico em microrganismos. Do mesmo modo, melhora a fertilidade do solo, aumenta a capacidade de troca de cátions (CTC) e a capacidade suprir a demanda de nutrientes das plantas e ainda viabiliza a reciclagem de nutrientes (Kray, 2005; Quintana et al., 2011)

Em relação às propriedades físicas do solo, este é responsável por melhorias na estrutura do solo, promovendo o rearranjo das partículas e melhorando a capacidade de retenção de água, em virtude da melhoria da porosidade, além de diminuir a densidade do solo (Malta, 2001).

Segundo Sampaio et al. (2012), a adição de lodo de esgoto para recuperação em áreas degradadas em um Neossolo Quartzarênico promoveu o aumento dos agregados do solo conforme o aumento das doses de lodo (0 até

20 Mg ha⁻¹), em um período de 12 meses após sua aplicação, além de aumentar a umidade do solo em função do aumento das doses.

Entretanto, o uso do lodo de esgoto em solos agrícolas necessita atenção especial, em virtude das diferentes origens deste biossólido, uma vez que este pode ser fonte potencial de elementos-traços e de agentes patogênicos (Bettiol e Camargo, 2006).

O estudo dos riscos da aplicação direta do lodo de esgoto no solo tem sido estudado por diversos autores, porém as recomendações devem obedecer a padrões bem definidos, haja vista as diversas variáveis envolvidas, como as quantidades de lodo a serem aplicadas e a composição deste resíduo, em virtude das diferentes procedências, conforme estabelecido pela Resolução 375 (CONAMA, 2006).

Assim, a adequada caracterização do material a ser utilizado é essencial, visto que a presença de elementos-traços, como cádmio, cobre, mercúrio, cromo, chumbo e zinco, gera a possibilidade de sua acumulação no solo. Além disso, estes elementos potencialmente tóxicos, ao se translocarem para as plantas, principalmente em culturas de interesse comercial, podem vir a causar acumulação na cadeia trófica, podendo causar toxicidade às plantas, insetos benéficos, animais e, principalmente, aos seres humanos.

Desta maneira, conhecer a origem do material, as características do resíduo, a composição química, física e biológica e a quantidade que será aplicada do biossólido é fundamental para obter êxito na disposição final e mitigar os riscos de contaminação do ambiente.

2.1.2 Composto de lixo

A produção de resíduos orgânicos derivados de lixo urbano é um problema mundial. O manejo desse resíduo deve ser realizado de maneira correta para evitar a disseminação de doenças e a contaminação do solo, da água e do ar. O primeiro passo para melhoria da situação atual é a diminuição do consumo desnecessário e da geração de resíduos. Entretanto, por se tratar de uma alternativa pouco viável no atual sistema, é necessário recorrer a outras possibilidades, como a coleta seletiva, por exemplo.

A coleta seletiva é a alternativa mais barata e eficiente, porém, como não é hábito no Brasil a separação da fração orgânica de matérias inertes recicláveis, como plásticos, papéis, vidros, papelão, madeira e metal, o processo torna-se mais oneroso. Isso acarreta em separação manual, seja por catadores autônomos ou por empresas especializadas na separação destes materiais, encarecendo o processo de destinação final do lixo urbano.

O material orgânico, após ser separado dos demais materiais, necessita receber uma disposição adequada e, entre as alternativas viáveis, tem-se os aterros sanitários, a incineração ou as usinas de compostagem.

Do ponto de vista agrícola, a compostagem é a mais recomendável, pois é um processo simples, onde a fração orgânica presente no lixo urbano é transformada em “adubo” ou fertilizante orgânico com grande potencial para uso agrônômico, reduzindo de maneira significativa o volume que seria destinado a aterros sanitários.

Segundo Kiehl (1985) e Melo et al. (1997), o produto da compostagem, também denominado de composto de lixo ou biossólido, é resultante de uma série de processos de decomposição aeróbica e termófila, onde o lixo doméstico urbano é transformado por comunidades de microrganismos quimiorganotróficos, existentes no próprio lixo, em fertilizante orgânico ou biofertilizante.

A utilização do composto de lixo em solos agrícolas vem sendo estudada ao longo dos anos por diversos pesquisadores, entretanto ainda não existem recomendações estabelecidas para seu uso, pois sua origem e composição são bastante variáveis, pois é formado por diferentes tipos de lixo. Assim a pesquisa com esse composto é fundamental para a mitigação de problemas ambientais decorrentes de sua utilização.

2.2 Disposição de resíduos em solos agrícolas

Várias fontes orgânicas vêm sendo pesquisadas ao longo dos últimos anos por diversos autores, podendo-se citar algumas com potencial para utilização na agricultura, como dejetos líquidos de suínos (Ceretta et al., 2010; Castoldi et al., 2011; Sartor et al., 2012); biossólidos de fibras e resinas de polietileno tereftalato (Trannin et al., 2005); resíduos líquidos de efluentes da

agroindústria de carnes (Moraes et al., 2012); cama de frango e dejetos bovinos (Guareschi et al., 2013).

Todavia, os resultados dos trabalhos desenvolvidos com lodo de esgoto (Kray, 2005; Souza, 2009; Ribeirinho et al., 2012) e com composto de lixo urbano (Souza, 2009; Kray et al., 2011; Krob et al., 2011; Strojaki et al., 2013) indicam a necessidade de continuidade dos trabalhos para subsidiar seu uso na agricultura, visto os riscos que estes podem trazer a longo prazo no ambiente.

Ultrapassar as barreiras da pesquisa e levar informações práticas e úteis ao produtor rural deve ser a meta de qualquer pesquisador. Assim, as pesquisas desenvolvidas nos últimos anos em solos brasileiros com lodo de esgoto e composto de lixo indicam como promissora a utilização destes resíduos como fontes de nutrientes, além de reduzir custos com insumos químicos e minimizar impactos diretos no ambiente, permitindo a conservação deste e das características físicas, químicas e biológicas do solo.

Tsutiya (2001), empregando lodo de esgoto como fertilizante, utilizou o resíduo como carga numa formulação mineral, substituindo a carga inerte até atingir o peso padrão comercial de uma tonelada, utilizando o biossólido como um fertilizante granulado complexo. O mesmo autor ainda destaca que algumas culturas são mais promissoras para receberem este resíduo, como o milho e mais algumas gramíneas, além de espécies destinadas ao reflorestamento, à recuperação de áreas degradadas e à fruticultura (Quintana et al., 2001).

Todavia, Souza (2004) destaca que é necessária cautela com o uso exclusivo do lodo de esgoto como fertilizante, pois pode causar desequilíbrio nas quantidades de nutrientes oferecidos, podendo gerar deficiências nutricionais às plantas. Em outro enfoque, Mattiazo (1996), estudando o lodo de esgoto aplicado ao solo, considerou que o mesmo funcionasse unicamente como meio para a degradação da carga orgânica do resíduo e para a reciclagem de nutrientes contidos, com manutenção ou mesmo elevação do teor de matéria orgânica do solo.

Em relação ao uso do composto de lixo em solos agrícolas, diversos trabalhos também foram realizados nos últimos anos, evidenciando o potencial deste resíduo como fonte de nutrientes e alternativas viáveis a outras disposições mais onerosas e de difícil praticidade.

Em um estudo realizado em casa de vegetação, Lima et al. (2010) verificaram que o composto de lixo urbano (0, 10, 20 e 40% volume/volume) adicionado a um Neossolo Regolítico arenoso, em tubetes de 288 cm³ como recipiente de incubação por 40 dias, contribuiu para a formulação de substratos para o cultivo de plantas em recipientes, além de melhorar a fertilidade do substrato.

Krob et al. (2011) concluíram que a aplicação de até 80 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de composto de lixo urbano pode ser considerada adequada para melhorar e/ou manter as propriedades químicas do solo.

Segundo Mantovani (2005), em estudo realizado com a cultura da alface, utilizando adubação decomposto de lixo em casa de vegetação, em colunas de PVC, com doses variando de 0 a 120 Mg ha⁻¹, a incorporação de composto de lixo urbano na camada de 0-20 cm melhorou a fertilidade do solo, com aumento do pH e dos teores de matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio e magnésio. Além disso, houve aumento na produção de alface e maior acúmulo de fósforo, potássio e cálcio nas plantas.

Segundo Abreu Junior et al. (2001), em estudo de aplicação de composto de lixo em 26 diferentes solos do Brasil, com dose de 60 Mg ha⁻¹, este resíduo, nos solos ácidos, promoveu aumento nos teores trocáveis de potássio, cálcio, magnésio e sódio, em média, de 195%, 200%, 86% e 1200%, respectivamente, e aumento da CTC de 42%. Para solos alcalinos, o aumento na CTC foi menos pronunciado (8,4%).

Segundo Strojaki et al. (2013), em estudo realizado em Latossolo Vermelho, para as culturas do girassol e milho, utilizando composto de lixo como fertilizante, com doses variando de 0 a 40 Mg ha⁻¹, foi possível observar efeito positivo sobre as propriedades químicas do solo, como aumento de pH, redução da acidez potencial, aumento das concentrações de cálcio e magnésio e, conseqüentemente, da saturação por bases, além de aumento na CTC. Em relação à produtividade de grãos de girassol, o composto de lixo apresentou resultados semelhantes à adubação mineral, sendo que na dose de 40 Mg ha⁻¹ foi significativamente superior; já para o milho, doses iguais ou superiores a 20 Mg ha⁻¹ de composto de lixo não diferiram da adubação mineral.

2.3 Implicações dos resíduos urbanos nos atributos químicos do solo

A aplicação de resíduos urbanos no solo pode resultar em várias transformações no sistema, podendo acarretar em mudanças nas características físicas, químicas e biológicas originais.

2.3.1 pH

O pH é importante indicador da qualidade do solo. Quimicamente, é possível se estabelecer diversas relações deste com o estado nutricional do solo e das plantas, pois a atividade de íons hidrogênio presentes no meio pode influenciar várias propriedades do solo, como a capacidade de troca de cátions, as formas de elementos potencialmente tóxicos, a disponibilidade de nutrientes e, também, atuando como selecionador da atividade microbiológica.

O lodo de esgoto e o composto de lixo urbano podem alterar significativamente o pH do solo, com efeito nas culturas de interesse comercial, provavelmente pelo aporte expressivo de matéria orgânica ou componentes com reação ácida ou alcalina presentes nesses resíduos. Em um estudo conduzido por Hoyt e Turner (1975), foi atribuído o aumento de pH de um solo ácido à complexação do alumínio presente na solução do solo por substâncias orgânicas produzidas durante a decomposição de resíduos de alfafa.

Bettiol e Camargo (2006) recomendam que o pH seja mantido acima de 5,5, para evitar que elementos-traços, como arsênio, cádmio, cobre, chumbo, mercúrio, molibdênio, níquel, selênio e zinco, potencialmente tóxicos, sejam absorvidos pelas plantas ou fiquem disponíveis no ambiente em quantidades que apresentem risco. Logan et al. (1997) atribuíram a liberação de alguns metais co-precipitados na matriz orgânica provavelmente à diminuição do pH, mesmo o lodo apresentando 50 a 60% de matéria orgânica em peso.

Em estudo de Brito et al. (2005), com adição de resíduos orgânicos, como esterco de bovinos (8 Mg ha⁻¹), esterco de poedeiras (3 Mg ha⁻¹), cama de frangos (6 Mg ha⁻¹), esterco de ovinos (6 Mg ha⁻¹) e resíduo de silagem de sorgo (8 Mg ha⁻¹), durante um período de 24 meses, os valores de pH encontrados

foram menores do que o da testemunha, sendo que diferenças significativas só foram observadas para os tratamentos correspondentes à aplicação de esterco de bovinos e esterco de poedeiras, provavelmente devido à maior liberação de compostos nitrogenados e ácidos orgânicos durante a decomposição.

Em trabalhos realizados com composto de lixo, verificou-se o aumento do pH em solos ácidos (Xin et al., 1992; Giusquiani et al., 1995; Abreu Junior et al., 2000; Oliveira et al., 2002). Segundo Benites e Mendonça (1998), o aumento do pH é diretamente proporcional à quantidade e qualidade da matéria orgânica adicionada aos solos pelo material orgânico.

Kray (2005) e Souza (2009), em estudos com resíduos de lodo de esgoto e composto de lixo, constataram interações significativas entre as diferentes doses nos tratamentos e as épocas de aplicações, evidenciando um maior poder acidificante do lodo de esgoto conforme o aumento da dose e um maior poder de neutralização de acidez do composto de lixo.

2.3.2 Nutrientes do solo

O solo é o maior reservatório de nutrientes e parte fundamental do ciclo de elementos considerados essenciais para o crescimento e desenvolvimento de microrganismos e plantas. O *pool* de elementos considerados essenciais inclui os macronutrientes, como cálcio, enxofre, fósforo, magnésio, nitrogênio, potássio, além de carbono, hidrogênio e oxigênio; e micronutrientes, como, boro, cloro, cobre, ferro, manganês, molibdênio, cobalto, níquel e zinco.

Em estudos com aplicação de resíduos orgânicos, como lodo de esgoto e composto de lixo, percebe-se acréscimo maior de macronutrientes, como cálcio, magnésio, enxofre e nitrogênio (Kray, 2005). Entretanto, a quantidade de nutrientes e sua disponibilidade para absorção pelas plantas dependem principalmente da sua concentração no resíduo, da quantidade do resíduo aplicado, da procedência do resíduo e do grau de estabilização do resíduo, além do *pool* natural do solo (Parker e Sommers, 1983; Defelipo et al., 1991; Rodella, 1996; Kray, 2005; Souza, 2009).

Melo et al. (2001), em estudo com lodo de esgoto, determinaram que o uso deste resíduo como biofertilizante é viável, em detrimento do adubo mineral, desde que suplementado com potássio, pois é um material rico em carbono,

nitrogênio, fósforo e outros nutrientes. Os autores também constaram que pode haver aumento de cálcio e magnésio no solo, refletindo diretamente em um aumento na soma de bases. Silva et al. (2010) avaliaram o efeito positivo do lodo de esgoto em várias culturas de interesse agrônômico, atribuindo aumentos de produtividade ao uso desse resíduo.

Ribeirinho et al. (2012) avaliaram a fertilidade de um Latossolo Vermelho Eutroférico, após a aplicação de lodo de esgoto, com doses de 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹ e fertilização mineral, e constaram que o uso de lodo de esgoto, com suplementação potássica, foi eficiente na substituição total ou parcial da adubação mineral, sem ocasionar diminuição na produtividade do girassol. Os autores também determinaram que para a maior dose (20 Mg ha⁻¹) houve aumento no teor de fósforo no solo em relação aos demais tratamentos, provavelmente devido à aplicação sucessiva de lodo de esgoto e pela mineralização do fósforo orgânico.

Krob et al. (2011), em estudo com aplicações sucessivas de composto de lixo urbano durante quatro anos, em experimento de campo, em um Argissolo Vermelho, com doses de 0, 20, 40, 80 e 160 Mg ha⁻¹, constaram que a adição do composto no solo aumentou o pH, a CTC e os teores de carbono orgânico, nitrogênio total e fósforo e sódio extraíveis. Além disso, após a terceira aplicação, também houve aumento nos teores de cálcio, magnésio e potássio extraíveis e, em contrapartida, houve redução do alumínio trocável.

Kray (2005) constatou que as aplicações de composto de lixo e lodo de esgoto aumentaram o teor de matéria orgânica e nitrogênio dos solos, além do aumento nos teores de cobre e zinco.

Souza (2009) verificou que as aplicações de composto de lixo ao longo do tempo aumentam significativamente as concentrações dos nutrientes cálcio, magnésio e potássio no solo, além do teor de C orgânico, conforme as doses aplicadas.

Com relação ao N, sabe-se também que este é um elemento químico essencial para a manutenção da vida na terra, fundamental em uma série de reações na atmosfera terrestre e um dos nutrientes mais estudados no mundo. O seu ciclo biogeoquímico é responsável por uma série de mudanças nos ecossistemas. Após sua entrada no solo via fixação biológica ou industrial (fertilizantes), o N predomina no solo principalmente nas formas orgânicas,

ligado a MOS ou aos microrganismos e nas formas inorgânicas (NH_4^+ , NO_3^-). O N orgânico pode ser mineralizado, liberando as formas inorgânicas, variando de acordo com o seu estoque no solo, as condições climáticas e a atividade microbiana.

Nesse contexto, a aplicação de resíduos urbanos acarreta mudanças nesse ciclo, em virtude do aporte de N alterar a dinâmica e as formas nitrogenadas no solo. Segundo Matos (2014), existem diversos critérios norteadores para o cálculo da dose e um dos mais utilizados é o cálculo de aplicação baseado no nutriente em maior concentração (N, P, K e, ou, elementos-traços).

Kray (2005), Souza (2009), Ribeirinho et al. (2012), De Nobile et al. (2014) e Albuquerque et al. (2015) utilizaram como base para o cálculo da dose do resíduo a ser aplicado o teor de N dos materiais e dose de N requerida pela cultura imediatamente implantada após a aplicação do material. Essa decisão está respaldada nos riscos de contaminação de águas subterrâneas com o nitrato, um ânion de grande mobilidade no perfil do solo e potencialmente tóxico para os animais e seres humanos (Matos, 2014).

2.4 Elementos-traços no solo e em resíduos orgânicos

O termo elemento-traço é recente em trabalhos científicos, sendo usado alternativamente à expressão metal pesado. Passou a ser utilizado nos últimos anos, pois transmite a sensação de que não necessariamente a sua ocorrência ou presença no solo e, ou resíduo, esteja causando contaminação. A denominação de elementos-traço inclui alguns grupos de elementos da tabela periódica, como metais, semi-metais (As) e não-metais (Se). Para fazer parte dessa caracterização, os elementos necessitam apresentar densidade atômica maior que 5 g cm^{-1} ou massa atômica maior que 20 (Kabata-Pendias e Pendias, 2011).

No solo, os elementos-traço encontram-se sob diferentes formas de disponibilidade ou solubilidade e em pequenas concentrações totais, geralmente menores que 0,1 % (Essington, 2004; Guilherme e Marchi, 2005). Alguns elementos pertencentes a esse grupo, comumente chamados de micronutrientes ou elementos essenciais, são também requeridos pelas plantas e

microrganismos, porém em concentrações menores, como manganês, ferro, zinco, molibdênio e boro. Os elementos não essenciais ou com maior potencial de toxidez, como arsênio, cádmio, mercúrio e chumbo, não apresentam funções bioquímicas para a manutenção da vida de plantas e microrganismos e podem exceder a tolerância das quantidades aceitáveis por essas formas de vida (Alloway e Ayres, 1996).

Segundo Souza (2009), os solos e sistemas aquáticos apresentam concentrações naturais de elementos-traço, mesmo que não haja interferência antropogênica no ambiente, e o seu aumento é decorrente de processos naturais, como a solubilização do material de origem, inerente ao processo de intemperismo, e da atividade humana (adição de resíduos orgânicos e inorgânicos).

Kabata-Pendias e Pendias (2001) apresentam as faixas médias de alguns elementos químicos em solos, em mg kg^{-1} , como: arsênio (As) 2,2 - 25; chumbo (Pb) 10 - 84; cádmio (Cd) 0,06 - 1,1; cobre (Cu) 6 - 80; cobalto (Co) 1,6 - 24,5; cromo (Cr) 7 - 221; manganês (Mn) 50 - 2000; mercúrio (Hg) 0,02 - 0,41; níquel (Ni) 4 - 55; selênio (Se) 0,05 - 1,27 e zinco (Zn) 17 - 125.

Em resíduos orgânicos, a origem e a concentração de elementos-traço são variáveis, pois os resíduos raramente são derivados de uma única fonte, o que torna impossível estabelecer um parâmetro fixo de determinado elemento em um tempo-espaço. O lodo de esgoto e o composto de lixo são fontes desses elementos, pois em sua formação há inúmeros resíduos de atividades industriais e domésticas.

A composição do composto de lixo varia em virtude das várias regiões de onde é proveniente, determinando características diferentes conforme a população geradora (nível socioeconômico), natureza da matéria prima, temperatura e nível de maturação do composto (Xin et al., 1992). Segundo Oliveira (1995), a liberação de metais no solo pelo composto de lixo ocorre à medida que a matéria orgânica do resíduo é degradada e também pelo fato de que em regiões tropicais ocorre o favorecimento para a formação de substâncias húmicas de menor complexidade.

Segundo Silva et al. (2006), as concentrações de elementos-traços no lodo de esgoto são mais elevadas do que as encontradas naturalmente no solo. Em longo prazo, a aplicação sucessiva de lodo pode causar aumento na

concentração de metais, ocasionando problemas ambientais (Junio et al., 2011). Galdos et al. (2004) verificaram que a aplicação de lodo de esgoto na cultura do milho ocasionou aumento nos teores de Cu, Ni, Pb e Zn no solo.

Souza (2009) verificou que a acidificação do solo nos tratamentos que receberam lodo de esgoto aumentou a disponibilidade de elementos-traço, promovendo a fitotoxidez de Zn, Cu e Ni na maior dose, em plantas de milho.

Em virtude dos elementos-traço estarem presentes tanto no lodo de esgoto quanto no composto de lixo, o estudo mais aprofundado desses elementos torna-se essencial para subsidiar a mitigação de eventuais problemas ambientais. Assim, conhecer o comportamento destes elementos ao longo do tempo em experimentos de longa duração é fundamental, pois irá fornecer novos parâmetros de procedimentos em solos agrícolas a longo prazo (Souza et al., 2012).

2.5 Uso de plantas como indicadoras do potencial de aplicação de resíduos orgânicos

O uso de plantas para estabelecer parâmetros confiáveis para a aplicação de resíduos orgânicos no solo, como lodo de esgoto e composto de lixo, vem sendo adotado por diversos autores com sucesso há bastante tempo (Cunningham et al., 1975; Berton et al., 1989; Oliveira, 2000; Kray, 2005; Soares et al., 2008; Souza, 2009; Ribeirinho et al., 2012), para elucidar questões referentes ao potencial agrícola destes resíduos, obtendo resultados variáveis conforme as doses utilizadas e a periodicidade das aplicações.

Entre as culturas estudadas para verificar o potencial destes resíduos orgânicos como possíveis biofertilizantes, destacam-se o uso de plantas da família *Poaceae*, como aveia (Kray, 2005; Souza, 2009), cana-de-açúcar (Oliveira, 2000), milho (Kray, 2005; Souza, 2004; Souza, 2009; Strojaki et al., 2013) e da família *Asteraceae*, como o girassol (Ribeirinho, 2012; Strojaki et al., 2013).

Segundo Kray (2005), em estudo com resíduos orgânicos (composto de lixo e lodo de esgoto) em um período de 2 anos, com quatro aplicações, as doses de 117,3 Mg ha⁻¹ e 46 Mg ha⁻¹ supriram as necessidades de nitrogênio e parte do fósforo para as culturas de milho e aveia.

Souza (2009) atribuiu à acidificação do solo nos tratamentos com lodo de esgoto como o responsável pelo aumento na disponibilidade de elementos-traço (Zn, Cu e Ni), ocasionando fitotoxidez nas plantas de milho. Segundo a autora, também foi verificada fitotoxidez nas plantas de aveia pelo enriquecimento de metais (Zn, Cu e Ni) nos tratamentos como lodo de esgoto e composto de lixo.

Ribeirinho et al. (2012), em estudo conduzido com a cultura do girassol, determinaram que a utilização do lodo de esgoto é viável, desde que realizada a complementação com potássio. Verificaram também que os teores de macro e micronutrientes se encontravam adequados nas plantas.

Lobo et al. (2012a), estudando a cultura do feijoeiro, determinaram que o aumento da dose de lodo esgoto promoveu o incremento do número de vagens, rendimento de matéria seca, rendimento de grãos e massa de 1.000 grãos. Outro estudo conduzido por Lobo et al. (2012b), avaliando o efeito do lodo de esgoto nos fatores produtivos da cultura do girassol, determinou que o aumento da dose de lodo de esgoto e o nitrogênio proporcionaram o aumento no rendimento de grãos, de óleo e de matéria seca.

Estudo realizado por Junio et. al. (2013), avaliando a produtividade do milho adubado com lodo de esgoto, mostrou que a dose ótima recomendada para a cultura foi de 75 Mg ha⁻¹. Os autores concluíram ainda que houve aumento nos teores de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e enxofre no solo e aumento de nitrogênio, fósforo e potássio nas folhas.

Esses estudos demonstram a importância da reutilização de resíduos orgânicos no solo, visto o potencial destes em fornecer nutrientes para o crescimento de plantas, entretanto generalizações devem ser evitadas, visto as particularidades que envolvem cada aplicação no solo.

3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo teve como base um experimento de longa duração, instalado em 2002 (Kray, 2005) e continuado por Souza (2009), sendo conduzido em colunas de solo, a céu aberto, em área telada pertencente ao Departamento de Solos de Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, no Município de Porto Alegre, RS.

3.1 Histórico e caracterização geral

O experimento com aplicações sucessivas de resíduos urbanos sobre dois diferentes solos vem sendo conduzido desde 2002/2003. Nesse período, o mesmo serviu de base para duas teses de doutorado: Cláudio Henrique Kray, em 2005, intitulada "Resposta das plantas e modificações das propriedades do solo pela aplicação de resíduos urbanos", e Regilene Angélica da Silva Souza, em 2009, intitulada "Metais pesados e hidrocarbonetos policíclicos em solos após dois anos da aplicação de composto de lixo e lodo de esgoto".

3.1.1 Solos utilizados no experimento

Foram utilizados dois tipos de solo, classificados como Latossolo Vermelho distroférico (LVd), substrato basalto, e Argissolo Vermelho distrófico (PVd), substrato arenito, com base nas descrições em Brasil (1973) e Streck et al. (2008). Na Tabela 1, observa-se os valores de atributos da camada superficial (0-20 cm) dos solos LVd e PVd em sua condição original.

Tabela 1. Caracterização da camada superficial (0-20 cm) dos solos LVd e PVd

Atributo ⁽¹⁾	Solos	
	LVd	PVd
C orgânico (g kg ⁻¹)	14	5,5
N total (g kg ⁻¹)	1,45	0,44
PH em água	5,1	4,5
Índice SMP	5,8	6
P disponível (mg dm ⁻³)	2,7	1,6
K disponível (mg dm ⁻³)	69	24
Matéria orgânica (mg dm ⁻³)	24	13
Al trocável (cmol _c dm ⁻³)	0,4	0,6
Ca trocável (cmol _c dm ⁻³)	3,7	0,5
Mg trocável (cmol _c dm ⁻³)	1,6	0,2
Al+H (cmol _c dm ⁻³)	4,3	3,6
CTC (cmol _c dm ⁻³)	9,9	4,4
Saturação por bases (%)	55	17
Saturação por Al (%)	3	13,7
S-SO ₄ ²⁻ (mg dm ⁻³)	14	8
Zn extraível (mg dm ⁻³)	5,8	0,9
Cu extraível (mg dm ⁻³)	8,7	1
B extraível (mg dm ⁻³)	0,6	0,6
Mn trocável (mg dm ⁻³)	97	22
Argila (g kg ⁻¹)	540	140
Silte (g kg ⁻¹)	190	30
Areia (g kg ⁻¹)	270	830
Capacidade de campo (%) ⁽²⁾	22,8	15,2

Fonte: Kray (2005); Souza (2009). ⁽¹⁾ Conforme metodologia descrita por Tedesco et. al. (1995).

⁽²⁾ Método da proveta, umidade gravimétrica.

3.1.2 Resíduos orgânicos

Na Tabela 2, observa-se os valores médios das características físico-químicas dos resíduos usados nas primeiras aplicações (2002 e 2003, quatro remessas), além dos valores das reaplicações de 2006 (5ª remessa) e 2015 (6ª remessa).

Tabela 2. Características físico-químicas dos resíduos adicionados em 2002/2003, 2006 e 2015

Tipo de resíduo	CL			LE		
	2002/03	2006	2015	2002/03	2006	2015
Ano de determinação						
Teor de sólidos (g kg ⁻¹)	710	776	815,1	145	122	160
pH em água	9,1	8	8,6	7,2	7	7,5
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	83	80	38	210	190	326
Nitrogênio total (g kg ⁻¹)	8,4	6,5	2,9	20	17	51,7
Relação C/N	9,9	12,3	13	10	11,2	6,3
NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	17		1,4	328		670
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mg kg ⁻¹)	18		3	4		973
P total (g kg ⁻¹)	3,1	3,6	1	4,4	4	8,2
K total (g kg ⁻¹)	8,8	7,7	1,5	4,4	3,2	2,3
Ca total (g kg ⁻¹)	14		5,5	8,2		8,3
Mg total (g kg ⁻¹)	5		2,9	5,5		3,6
S total (g kg ⁻¹)	1,3		1,3	13		8,5
Cu total (mg kg ⁻¹)	53	111	26,9	1195	275	364,4
Zn total (mg kg ⁻¹)	152	216	206,2	766	573	773,2
Fe total (g kg ⁻¹)			15,5			16,9
Mn total (mg kg ⁻¹)	373		297,2	224		321,7
Na total (g kg ⁻¹)	1,2		0,2	0,8		10,1
Cr total (mg kg ⁻¹)	40	38	24,7	52	21	30,9
Cd total (mg kg ⁻¹)	<2	< 1,0	0,4	<2	< 2,0	1,6
Ni total (mg kg ⁻¹)	22	22	11,6	20	18	18,1
Pb total (mg kg ⁻¹)	28	45	20,7	87	49	69,1
Al total (g kg ⁻¹)			19,8			23,2
Mo total (mg kg ⁻¹)			0,2			5,1
As total (mg kg ⁻¹)			1,3			0,1
Hg total (mg kg ⁻¹)	0,1		Nd ¹	1		Nd ¹
Valor de neutralização (g kg ⁻¹)	6		5	3,3		3,7

Fonte: 2002/03 e 2006: Kray (2005); Souza (2009). Determinações feitas no material a seco a 75°C, à exceção do pH. Conforme metodologia descrita por Tedesco et. al. (1995); Metais totais conforme metodologia da USEPA (1986), Método 3050. ¹Nd: não determinado.

Os resíduos orgânicos utilizados entre 2002 e 2006, composto de lixo urbano (CL) e lodo de esgoto (LE), foram obtidos, respectivamente, na Usina de Compostagem de Lixo, do Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU), e na Estação Piloto de Tratamento Anaeróbio de Esgoto da Vila Esmeralda, do Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE), ambos da Prefeitura de Porto Alegre, RS. As aplicações foram feitas em cinco remessas, sendo duas no

ano de 2002 (1ª e 2ª), duas no ano de 2003 (3ª e 4ª) e uma no ano de 2006 (5ª). Para a reaplicação em 2015, o CL foi da mesma origem, porém o LE foi obtido junto à Estação de Tratamento de Esgoto da Serraria, também do DMAE.

Para uma melhor visualização das etapas realizadas até o presente estudo, tem-se na Figura 1 um resumo do histórico de aplicações e cultivos neste experimento.

	2002		2003		2006		2015	
Responsável	Kray (2005)		Kray (2005)		Souza (2009)		Garcia (2016)	
Etapas	1º Aplicação	2º Aplicação	3º Aplicação	4º Aplicação	Efeito residual	5º Aplicação	Efeito residual	6º Aplicação
Época do cultivo	Mar/Maio	Jul/out	Jan/abril	Maió/Jul	Fev/Mar	Maió/Jun	Maió/Jul	Out/Dez
Cultura	Milho	Aveia preta	Milho	Aveia preta	Milho	Aveia preta	Aveia branca	Milho

Figura 1. Histórico de aplicações e cultivos realizados.

3.1.3 Unidades experimentais

Como unidades experimentais, preparadas por Kray (2005), foram utilizados tubos de PVC com 30 cm de diâmetro e 65 cm de altura, fechados na extremidade inferior com disco de madeira, impermeabilizado com resina epóxi. Acima deste fundo de madeira, foi colocada uma camada de brita com 5 cm de espessura e feito um orifício a 0,5 cm do fundo, inserindo-se no mesmo um tubo de silicone para possibilitar a coleta da água percolada.

O solo foi acondicionado nos recipientes em duas camadas (superficial e inferior), dispostas conforme sua ordem no campo, tendo a superficial 20 cm de espessura e a inferior 35 cm, sendo separadas entre si e da camada de brita por uma tela de polietileno com dois milímetros de abertura de malha.

A densidade destes solos, conforme Kray (2005), foi de 1,17 e 1,20 kg dm⁻³ para o LVd e de 1,32 e 1,37 kg dm⁻³ para o PVd, respectivamente para as camadas superior (0-20 cm) e inferior (20-55 cm), valores próximos aos determinados a campo.

3.1.4 Tratamentos e delineamento experimental

Seguindo o modelo proposto por Kray (2005) e Souza (2009), o experimento foi conduzido em delineamento de blocos casualizados, com três repetições. O material orgânico utilizado foi aplicado em três doses, em comparação com um tratamento sem adição de resíduos (testemunha) e um tratamento com adubação mineral, conforme as recomendações da SBCS/NRS (1995). Os resíduos orgânicos e o adubo mineral em todas as aplicações foram misturados à camada superior do solo. A irrigação das culturas foi feita conforme a demanda hídrica.

Os tratamentos estabelecidos para as quatro aplicações iniciais são apresentados na Tabela 3. As doses I (DI), II (DII) e III (DIII) de ambos os resíduos foram estabelecidas com base no seu teor de nitrogênio total, visando uma disponibilização equivalente a 160 kg N ha⁻¹. A partir deste critério, foi estimado que 75% (DI), 50% (DII) e 25% (DIII) do nitrogênio total adicionado por cada resíduo seria disponibilizado no primeiro cultivo subsequente à aplicação, sendo então calculada a dose de resíduo a ser adicionada em cada tratamento.

Tabela 3. Descrição dos tratamentos aplicados aos solos

Tratamento	Descrição
Test	Testemunha
ADM	Adubação mineral e calagem
CL1	CL com base no teor de N total com eficiência de 75% para o primeiro cultivo + calagem (DI)
CL2	CL com base no teor de N total com eficiência de 50% para o primeiro cultivo + calagem (DII)
CL3	CL com base no teor de N total com eficiência de 25% para o primeiro cultivo + adição de Cu, Ni, Pb e Zn (DIII)
LE1	LE com base no teor de N total com eficiência de 75% para o primeiro cultivo + calagem (DI)
LE2	LE com base no teor de N total com eficiência de 50% para o primeiro cultivo + calagem (DII)
LE3	LE com base no teor de N total com eficiência de 25% para o primeiro cultivo + adição de Cu, Ni, Pb e Zn (DIII)

Fonte: Kray (2005).

Para correção da acidez, foram aplicadas quantidades de corretivo adequadas para atingir o valor de pH 6,0, com base no índice SMP, conforme a

recomendação da SBCS/CQFS (2004). As quantidades de P e K presente nos resíduos foram subtraídas das doses a serem adicionadas para os cultivos, sendo o índice de eficiência estimado em 50% para o P e de 100% para o K presentes nos resíduos (SBCS/CQFS, 2004).

Os tratamentos e respectivas quantidades de resíduos, fertilizantes e corretivo de acidez adicionados são apresentados nos Apêndices 1 e 2, utilizando-se como base de cálculo a massa de 2×10^6 kg de solo seco por hectare (0-20 cm).

Nos tratamentos 5 e 8, foram também adicionados os elementos traços Cd, Cu, Ni, Pb e Zn, na forma dos sais solúveis CdCl_2 , $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, PbCl_2 e $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ e, respectivamente, em doses complementares às adicionadas pelos resíduos, de modo a se obter as adições totais equivalentes a 5, 280, 70, 1.000 e 560 ha^{-1} destes elementos, conforme proposição de Rodrigues et. al. (1993), como quantidades limites destes elementos para aplicação em solos. As quantidades totais dos elementos-traços foram fracionadas em quatro aplicações e adicionadas aos resíduos antes das quatro primeiras aplicações dos tratamentos.

Os tratamentos e doses de materiais orgânicos e fertilizantes adicionados entre 2002 e 2003 e as quantidades totais de elementos-traços adicionados em ambos os solos via resíduos e sais solúveis após as cinco primeiras etapas do experimento podem ser observadas nos Apêndices 1, 2 e 3.

Para a reaplicação dos resíduos, em 2006 (5ª etapa), foram adotados os seguintes critérios: i) taxas de mineralização do N correspondentes a 12% e 19%, respectivamente para o CL e LE, determinados na primeira etapa do experimento e dose equivalente a 120 kg N ha^{-1} para a cultura do milho, referente ao primeiro cultivo; ii) padronização das doses II e III tanto para CL e LE, em virtude das doses máximas adicionadas na primeira etapa (mais detalhes em Souza et al., 2008); iii) para a dose I adotou-se a metade da dose usada para os tratamentos II e III calculada para cada resíduo (Tabela 4). Foi realizada a correção da acidez para pH 6,0 e a adubação mineral, segundo as recomendações da SBCS/CQFS (2004).

Foram feitas cinco aplicações dos resíduos e quatro cultivos, sendo dois de verão (milho) e dois de inverno (aveia) nos anos de 2002 e 2003 e dois cultivos no ano de 2006, com aveia no inverno e milho no verão. Em todas as

aplicações, os resíduos foram homogeneizados ao solo da camada superficial (0-20 cm).

Em outubro de 2015, antes do plantio do milho, foi realizada a reaplicação do CL e do LE (6ª etapa), seguindo o mesmo modelo descrito na reaplicação da 5ª etapa, conforme descrito em Souza et al. (2008), entretanto com as taxas de mineralização do N correspondentes a 20% (CONAMA, 2006) para o CL e LE, com aplicação equivalente a 140 kg N ha⁻¹ para a cultura do milho, como consta na Tabela 5. Os resíduos da 6ª etapa foram fornecidos, respectivamente, pela Usina de Compostagem de Lixo, do DMLU, e pela Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Serraria, do DMAE, do Município de Porto Alegre, RS.

Tabela 4. Tratamentos e doses de materiais orgânicos adicionados aos solos em 2006

Tratamento	Dose (Mg ha⁻¹)⁽¹⁾
T1 Testemunha
T2 Adubação mineral e calagem
T3 CL + calagem (dose I)	65
T4 CL + calagem (dose II)	130
T5 CL + calagem + Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (dose II)	130
T6 LE + calagem (dose I)	8
T7 LE + calagem (dose II)	16
T8 LE + calagem + Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (dose II)	16

⁽¹⁾ Base seca. Fonte: Souza et al. (2008).

Mais informações referentes aos materiais adicionados nos diversos tratamentos na 6ª etapa da aplicação (milho 2015) podem ser observadas nos Apêndices 4 e 10.

Tabela 5. Tratamentos e doses de materiais orgânicos adicionados aos solos em 2015

Tratamento	Dose (Mg ha⁻¹) ⁽¹⁾
T1 Testemunha
T2 Adubação mineral e calagem
T3 CL + calagem (dose I)	24,2
T4 CL + calagem (dose II)	48,4
T5 CL + calagem + Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (dose II)	48,4
T6 LE + calagem (dose I)	1,35
T7 LE + calagem (dose II)	2,7
T8 LE + calagem + Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (dose II)	2,7

⁽¹⁾ Base seca

Para uma melhor visualização das doses adicionadas até o presente estudo, tem-se na Tabela 6 um resumo do histórico das doses aplicadas em cada tratamento e o somatório total de resíduos adicionados no solo.

Tabela 6. Histórico das doses aplicadas e totais acumulados de resíduos adicionados no solo.

Tratamento	2002		2003		2006	2015	Total¹
 Mg ha ⁻¹						
TES	0
ADM	0
CL 1	23,7	11,9	28,4	14,2	65	24,1	167,3
CL 2	35,6	17,8	42,6	21,3	130	48,2	295,5
CL 3	71,1	35,6	85,3	42,6	130	48,2	412,8
LE 1	9,3	4,6	11,6	5,8	8	1,35	40,7
LE 2	13,9	7	17,4	8,7	16	2,7	65,7
LE 3	27,8	13,9	34,8	17,4	16	2,7	112,6

⁽¹⁾ Base seca

4 - ESTUDO I – AVALIAÇÃO DO EFEITO RESIDUAL DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE COMPOSTO DE LIXO E LODO DE ESGOTO SOBRE ATRIBUTOS QUÍMICOS E ELEMENTOS-TRAÇO DO SOLO

4.1 Introdução

O uso de resíduos urbanos em áreas agrícolas vem atualmente ganhando importância, tendo em vista que os recursos estão cada vez mais escassos e a preservação dos ecossistemas terrestres requer uma correta disposição destes materiais no solo para a preservação da biodiversidade natural (Souza, 2009). Entre os resíduos produzidos nos aglomerados urbanos, destacam-se o lixo urbano e o esgoto doméstico, os quais têm como subprodutos, após o tratamento, o composto de lixo e o lodo de esgoto.

Esses resíduos possuem características muito importantes para a reutilização no solo, como altos teores de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio e outros nutrientes essenciais para o equilíbrio químico do solo e para o crescimento de plantas. A utilização agrícola desses resíduos possibilita também uma maior reciclagem de nutrientes do solo, além de atuarem como condicionadores, estimulando a biota do solo e melhorando as características químicas e físicas do solo (Ribeirinho et al., 2012).

Em decorrência da importância desse tema, diversos autores vêm pesquisando a melhor forma de disposição desses resíduos na agricultura, a periodicidade das aplicações e as doses a serem adicionadas no solo, visto que vários trabalhos têm mostrado resultados expressivos, como, por exemplo, aumento dos valores de CTC e de pH e do teor de matéria orgânica do solo (Kray, 2005; Souza, 2009).

No entanto, a pesquisa nessa área ainda carece de resultados sólidos que comprovem a manutenção dessa melhoria ao longo do tempo, visto que resíduos orgânicos possuem tempo de decomposição variável, em decorrência da composição e do grau de maturação que cada material possui na sua origem.

Apesar destes resíduos apresentarem características melhoradoras do solo, existem cuidados a serem tomados durante a sua aplicação, em virtude dos riscos que podem acometer ao meio ambiente, devido à presença de uma variedade de contaminantes (orgânicos, inorgânicos, patógenos de solo e patógenos de seres humanos). Entre esses limitantes, os elementos-traço assumem papel preponderante à restrição de uso desses tipos de resíduos, uma vez que as concentrações encontradas nos resíduos tendem a ser maiores que os valores naturais do solo (Pires e Mattiazo, 2008).

Assim, o estudo em longo prazo, em experimentos consolidados de longa duração, possibilita preencher lacunas do conhecimento nessa área e ajuda a entender como aplicações sucessivas de resíduos urbanos atuam sobre os atributos químicos do solo e sobre os elementos-traço.

4.2 Hipótese

A aplicação de composto de lixo e lodo de esgoto ao longo do tempo apresenta efeitos residuais sobre os valores de atributos químicos e concentrações de elementos-traço do solo.

4.3 Objetivos

O objetivo geral deste estudo é avaliar os efeitos residuais de aplicações sucessivas de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos anos de 2002-2003 e 2006-2007 e identificar modificações em atributos químicos do solo e concentrações de elementos-traço.

Os objetivos específicos deste estudo são: determinar os atributos químicos de solos, quantificar os teores totais dos elementos-traço Cd, Cr, Cu, Zn, Ni, Mn, Mo, As e Pb no solo e quantificar os teores disponíveis dos elementos-traço Cu, Zn na camada superficial (0-20 cm) dos solos.

4.4 Material e métodos

Na presente etapa, foram conduzidas determinações no solo referentes à avaliação dos efeitos residuais das aplicações dos resíduos feitas a partir de 2002 e cessadas em 2006/2007 de composto de lixo e de lodo de esgoto.

4.4.1 Atributos químicos

Em abril de 2015, antes do cultivo de aveia, foram coletadas amostras de solo na camada superficial (0-20 cm) de cada tratamento, utilizando um trado calador. Posteriormente, as amostras foram secas ao ar, moídas em gral de porcelana e tamisadas em peneira de 2 mm de malha (terra fina seca ao ar).

As amostras de TFSA foram submetidas às seguintes determinações químicas: pH em água (relação 1:1); índice SMP; N-total; P e K disponíveis (Mehlich-1) e Ca, Mg e Al trocáveis, todos conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995); C-orgânico por combustão seca em equipamento Shimadzu TOC-V CSH; teores totais de Cu, Zn, Mn, Cd, Ni, Cr, Pb, Mo, As, Al e Fe, determinados conforme metodologia da USEPA (1986), método EPA 3050; e os teores extraídos por solução de HCL 0,1 mol L⁻¹ (Cu e Zn), de acordo com a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995), estes considerados como teores disponíveis destes elementos. A determinação das concentrações dos elementos-traço nos extratos foi feita por espectroscopia de emissão por plasma (ICP-OES)

4.4.2 Análise estatística

O experimento nas colunas foi conduzido em delineamento de blocos ao acaso, com três repetições por tratamento. As análises de laboratório foram conduzidas em duplicata. A análise estatística de dados foi realizada com o software Sisvar, com análise de variância (teste F) e determinação de diferenças significativas pelo teste de comparações múltiplas de Tukey (probabilidade de 5%).

4.5 Resultados e discussão

4.5.1 Atributos químicos do solo

4.5.1.1 pH do solo

Em 2002, durante a instalação do experimento, a acidez dos solos foi corrigida com a adição de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ (3:1), visando atingir pH 6,0. Nos tratamentos com adição de resíduos, a quantidade de corretivo expressa pelo valor de neutralização dos resíduos foi subtraída da dose de calcário a ser aplicada.

Os valores de pH do solo obtidos nove anos após as últimas aplicações dos resíduos ao solo são apresentadas na Tabela 7. Observa-se em ambos os solos que os resultados para a TES diferiram significativamente dos demais tratamentos, evidenciando o efeito da aplicação do corretivo e dos resíduos em favorecerem o aumento de pH. Esses valores mais baixos de pH na TES podem ser decorrentes desses solos serem naturalmente ácidos, como determinado em 2002 por Kray (2005).

Os tratamentos ADM, em ambos os solos, apresentaram diferença significativa em relação à TES e ao CL, porém não diferiram dos tratamentos com LE, evidenciando processos naturais de acidificação do solo após longos períodos sem aplicação de fertilizantes e corretivos de acidez (NPK + calcário).

Tanto no LVd quanto no PVd, os tratamentos que receberam CL apresentaram maiores valores de pH em relação aos demais, sendo o efeito mais expressivo de acordo com o as maiores doses. Esse maior efeito residual dos tratamentos que receberam CL, nove anos após o encerramento das aplicações, provavelmente é devido a um conjunto de fatores, como a dose total aplicada por tratamento, a composição do material e a reações químicas no solo.

Os tratamentos com CL receberam maiores doses de resíduos do que os com LE, em virtude de as doses serem calculadas pela demanda de nitrogênio (N kg ha^{-1}) da cultura, o que resultou em, aproximadamente, 3 a 4 vezes mais material orgânico adicionado ao solo (como por exemplo, o tratamento CL1 recebeu $143,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ao total e o tratamento LE1 recebeu $39,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, o que fornece uma relação de 3,66 para CL1:LE1, 3,98 para CL2:LE2 e 3,33 para CL3:LE3). Esse aporte de material orgânico mais expressivo do CL favorece o maior efeito alcalinizante, uma vez que os ácidos orgânicos provenientes da

degradação do composto não possuem capacidade de baixar o pH, porque a recalcitrância química do material e sua estabilidade torna sua mineralização mais lenta. Além disso, o maior valor de neutralização e o menor teor de nitrogênio favorecem essa maior estabilidade do pH. Oliveira (2000), Kray (2005) e Souza (2009) já haviam constatado esse efeito, encontrando valores de pH superiores a 6,0.

Em relação aos tratamentos que receberam LE, observa-se que os valores de pH foram inferiores aos que receberam CL, tanto no PVd quanto no LVd. Essa redução de pH em solos que recebem altas doses de nitrogênio pode ser atribuída à nitrificação do amônio e à produção de ácidos durante sua decomposição (Chang et al. 1984). De acordo com Boeira (2009) e Yada et al. (2015), esse efeito acidificante do LE está relacionado aos altos valores de nitrogênio no resíduo, o qual é composto em grande parte por amônio (NH_4^+), favorecendo a mineralização do material e a pronta geração de nitrato, quando ainda não há raízes estabelecidas pelas plantas para absorver este ânion. Essas reações no solo podem favorecer a lixiviação de solutos e, conseqüentemente, acelerar a acidificação. Bonini et al. (2015) verificaram valores semelhantes de pH em relação à área de referência, aplicando doses de até 60 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto em área cultivada com eucalipto.

É importante considerar também as reações de hidrólise na solução do solo, as quais interferem diretamente na acidificação do solo. Os elementos-traços, em reações de hidrólise, dissociam íons hidrogênio, os quais contribuem para diminuir o pH do solo, o que pode ser evidenciado especialmente nos tratamentos com LE para ambos solos. Esse aspecto influencia diretamente a disponibilidade dos metais na solução, os quais tem sua mobilidade aumentada, deslocando-se dos sítios de adsorção e tornando-se potencialmente tóxicos e disponíveis para serem lixiviados ao longo do perfil.

Em virtude do período prolongado sem manejo das colunas de solo e sem reaplicação dos resíduos, o sistema solo propiciou a completa reação do corretivo e, conseqüentemente, este gerou aumento de pH, principalmente nos tratamentos com CL (Souza, 2009).

Tabela 7. Valor de pH do solo na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após aplicações de composto de lixo e lodo de esgoto nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	Solo	
	PVd	LVd
TES	4,9 d	4,8 e
ADM	5,2 cd	5,6 cd
CL1	5,8 ab	6,1 ab
CL2	6,4 a	6,5 a
CL3	6,6 a	6,6 a
LE1	5,4 bc	5,8 bc
LE2	5,2 bc	5,6 cd
LE3	5,5 bc	5,3 de

Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

4.5.1.2 Fósforo disponível

Os resultados para os teores de P disponível (Mehlich-1) são apresentados na Figura 2. No início do experimento foi adicionado adubo fosfatado nas quantidades especificadas nos Apêndices 1 e 2. Para o primeiro cultivo (em 2002) foi estimado uma disponibilidade de 50% do fósforo presente no resíduo, sendo complementado com adubo mineral até a quantidade recomendada nos tratamentos exclusivamente com adubo mineral.

Ao se observar os teores de P disponível nove anos após a última aplicação dos resíduos, nos solos PVd e LVd, percebe-se uma tendência de comportamento similar em ambos os solos na camada de 0-20 cm, onde os menores valores de P foram encontrados no tratamento TES, sendo estaticamente semelhantes aos tratamentos com ADM, CL1 e LE (1, 2 e 3). Em contrapartida, se diferenciaram significativamente dos tratamentos CL2 e CL3.

De acordo com as recomendações da SBCS/CQFS (2004), os teores de P disponível, tanto para o PVd quanto para o LVd, foram interpretados como Muito Baixo ($< 7,0 \text{ mg dm}^{-3}$) e Baixo ($> 3,0$ e $< 6,0 \text{ mg dm}^{-3}$) para a TES; Altos (> 21 e $< 42 \text{ mg dm}^{-3}$ no PVd e $> 9 \text{ mg dm}^{-3}$ e $< 18 \text{ mg dm}^{-3}$ no LVd) para os tratamentos com LE e ADM; e Muito Altos ($> 18 \text{ mg dm}^{-3}$ no LVd e $> 42 \text{ mg dm}^{-3}$ no PVd) para os tratamentos com CL.

Observando os teores de P disponível em termos quantitativos, evidencia-se menores valores no solo LVd, devido à maior adsorção do fósforo

pelas partículas de solo, em especial pela fração argila, que representa 54% desse solo, e também pela presença de óxidos de ferro (Fe). Segundo Nobile et al. (2012), em condições ácidas, ocorre reação do H_2PO_4^- com as formas iônicas de Fe e Al, formando compostos de baixa solubilidade, propiciando uma maior adsorção do P aos óxidos de Fe e Al presentes na fase sólida.

Em virtude das doses serem acumulativas no solo, esse período de nove anos sem aplicação de resíduos não foi suficiente para a diminuição do P disponível na camada de 0-20 cm, quando os solos permaneceram em pousio. Processo semelhante também foi constatado por Souza (2009). Outra possível explicação para esse efeito residual do CL e do LE está relacionada com a quantidade de P disponível nos resíduos, o qual foi adicionado ao solo em doses superiores à demanda da cultura após o primeiro cultivo, uma vez que o critério de aplicação foi a dose de N requerido pela cultura, usada como base para o cálculo da dose de cada material. De Nobile et al. (2012), estudando o comportamento do P no solo após aplicações de diferentes adubos orgânicos, constataram que o aumento na disponibilidade do P se deve à concentração expressiva contida nos resíduos. Abreu Júnior et al. (2002) creditaram esse acréscimo ao aumento do pH do solo e ao teor de matéria orgânica.

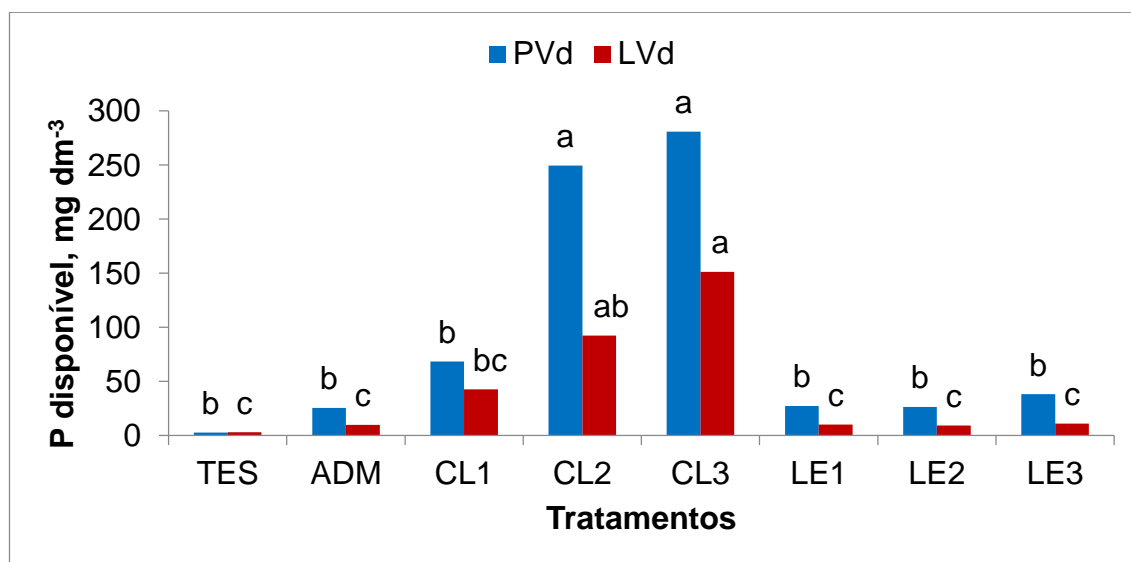


Figura 2. Teor de P disponível na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Esse efeito residual do P disponível no solo após esse longo período sem aplicação de resíduos é fundamental para a manutenção do sistema e o crescimento de plantas. A capacidade de esses resíduos persistirem como fonte de nutrientes ao longo do tempo pode contribuir diretamente para aumentar o estoque de P em solos, os quais são naturalmente deficientes.

4.5.1.3 Carbono orgânico no solo

O uso de resíduos orgânicos no solo como alternativa a fertilizantes minerais está diretamente relacionado ao potencial destes materiais como fontes de carbono e de nutrientes essenciais ao crescimento das plantas. Esse favorecimento ao solo está relacionado diretamente ao tempo de degradação do material, o qual pode variar em função das características físico-químicas do resíduo e da dose aplicada.

Kray (2005) constatou uma menor taxa de degradação do CL em relação ao LE em estudo da decomposição desses resíduos por respirometria (evolução do CO₂). Moretti et al. (2015), estudando as taxas de decomposição de um lodo de esgoto anaeróbico e um composto produzido a partir do mesmo lodo, constaram que o composto de lodo de esgoto apresentou menor taxa de degradação e maior tempo de meia-vida, quando comparado ao lodo de esgoto, refletindo a natureza húmica do material compostado.

Na Figura 3, observa-se o teor de C orgânico na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após as últimas aplicações de CL e LE nos solos PVd e LVd, onde os menores teores foram determinados para a TES e ADM. Pode-se considerar que esses teores ainda sejam reflexo da condição natural dos solos, pobres em carbono (14 g kg⁻¹ para o LVd e 5,5 g kg⁻¹ para o PVd) e também pelo fato desses tratamentos não terem recebidos aporte de nenhuma fonte de material orgânico durante o período de estudo.

Em relação aos tratamentos com LE, observa-se de modo geral que, em ambos os solos, os teores se apresentaram estaticamente iguais ao tratamento com ADM. Esse fato evidencia a maior degradabilidade do lodo de esgoto ao longo do tempo, em virtude de suas características físico-químicas e de sua composição. Embora o LE seja naturalmente rico em carbono, isso não o faz necessariamente um material mantenedor e acumulador de C no solo em longo

prazo, em vista de sua constituição ser essencialmente de natureza microbiana, o que torna esse resíduo muito lábil, acelerando a decomposição do material em uma taxa de até 60% depois de adicionado ao solo (Terry et al., 1979; Pires et al., 2002; Santos et al., 2002).

Em contrapartida, aplicações sucessivas podem causar o incremento da matéria orgânica do solo (MOS). Pitombo (2011), em um estudo de longo prazo, verificou que, após sete anos consecutivos de aplicações anuais de lodo de esgoto, o estoque de C no solo na camada de 0-20 cm teve aumento na ordem de 43 a 85%, comparativamente à adubação mineral (controle).

A Figura 3 também evidencia a maior estabilidade do carbono no solo para os tratamentos com CL. É possível observar os maiores teores de C orgânico em todos os tratamentos com CL, tanto no PVd quanto no LVd. Nota-se também um comportamento semelhante dos tratamentos com CL para ambos os solos diferindo dos tratamentos com LE, ADM e TES. Esse maior efeito residual de C orgânico no solo com a aplicação de CL pode ser justificado pelo processo de compostagem que o material sofre durante sua origem, o qual mantém em sua estrutura compostos com maior recalcitrância e de qualidade físico-químicas mais estáveis (Souza, 2009).

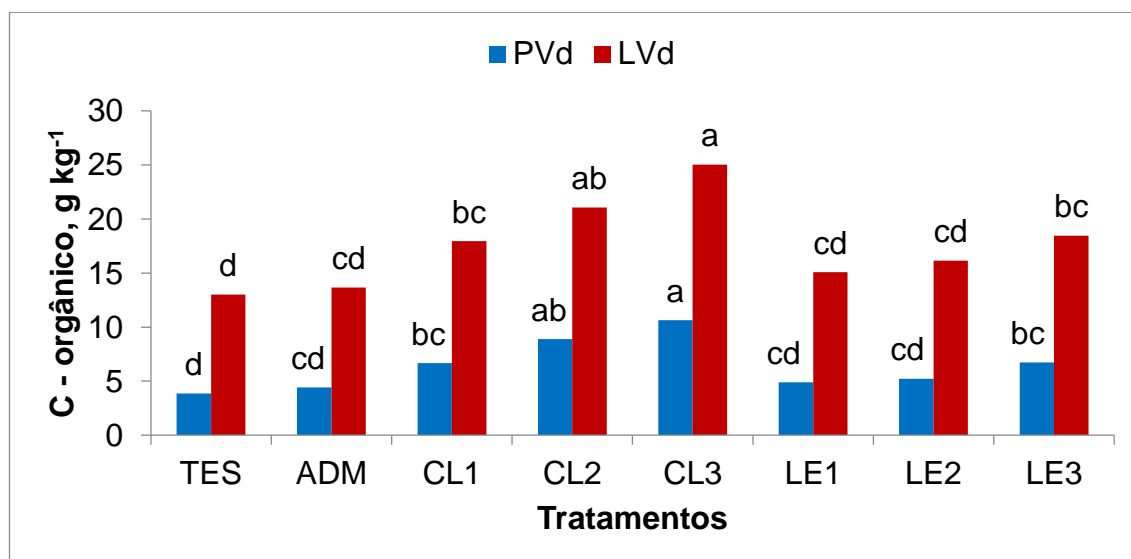


Figura 3. Teor de C orgânico na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Observa-se também que os teores de C orgânico foram maiores para o solo LVd em comparação com o PVd para todos os tratamentos. Segundo Bayer et al. (2002) e Bertoncini et al. (2008), o processo de decomposição de resíduos orgânicos está associado a vários fatores, como a associação estável da matéria orgânica com minerais de carga variável, como caulinita, gibbsita e óxidos de Fe e a fração silte, que protegem a matéria orgânica. Esse processo torna-se mais lento em solos com maior quantidade de argila, principalmente em latossolos sob condições tropicais.

4.5.1.4 Nitrogênio total no solo

Observa-se na Figura 4 mudanças no teor de N total no solo, na camada de 0-20 cm, em função dos diferentes tratamentos, nove anos após as aplicações dos resíduos. A diferença entre os valores absolutos de N entre os solos pode ser justificada pelo maior teor natural de N no LVd, aproximadamente três vezes maior que no PVd (Tabela 11). Em ambos os solos, os tratamentos controle (TES) e ADM apresentaram os menores teores de N total em relação aos demais tratamentos.

A TES manteve-se praticamente inalterada desde o início do experimento, apresentando resultados semelhantes aos encontrados por Souza (2009). Em relação aos tratamentos com LE e CL, observa-se que aqueles que receberam as maiores doses acumuladas (CL3 e LE3) apresentaram os maiores teores de N total em relação aos demais, exceto para o LE3 no PVd. Esses altos teores de N nos mesmos tratamentos também foram encontrados por Souza (2009).

Dessa maneira, evidencia-se que houve manutenção do estoque total de N no solo em virtude das aplicações desses resíduos, após nove anos, especialmente para os tratamentos que receberam CL2 e CL3. Esse maior efeito residual do N total no solo pode ser justificado em decorrência do processo de compostagem, com humificação e estabilização do resíduo.

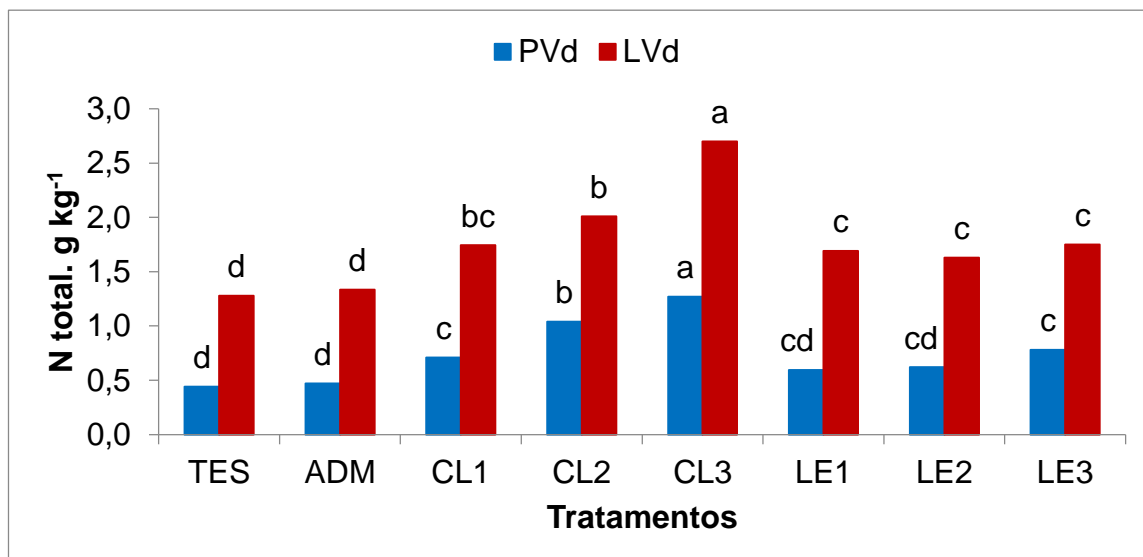


Figura 4. Teor de N total na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A relação C/N dos resíduos aplicados em 2006 (Tabela 2) também auxilia a interpretar os valores de N no solo. O CL apresentou uma relação C/N duas vezes maior que a do LE. Materiais orgânicos que apresentam baixa relação C/N proporcionam maiores perdas de N no processo de degradação (Li et al., 2013), pela volatilização da amônia e lixiviação de nitratos (Kray, 2005), enquanto que para materiais com alta relação C/N o tempo para a degradação do material se prolonga.

4.5.1.5 Capacidade de troca de cátions, soma de bases e saturação por bases

Observa-se na Tabela 8 que tanto a CTC efetiva quanto a CTC pH 7,0 apresentaram a mesma tendência de comportamento para ambos os solos, diferindo estaticamente os tratamentos CL2 e CL3 para os tratamentos CL1, LE (1,2 e 3), ADM e TES.

Em relação à CTC efetiva, percebe-se que as cargas negativas estão preenchidas essencialmente por nutrientes essenciais, como o cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e potássio (K^+), além do sódio (Na^+), exceto para o tratamento TES, onde o alumínio (Al^{3+}) ocupa uma parte considerável das cargas, especialmente no PVd, representando mais de 50% do total.

O Al^{3+} foi determinado nos tratamentos com LE (1, 2 e 3) em baixos teores (0,1 até 0,3 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) e na TES, porém em concentração mais alta, notadamente no solo PVd. Ambos os solos estudados são naturalmente pobres e ácidos (Tabela 8), permanecendo o Al^{3+} ligado aos sítios de troca.

Corroborando com os maiores valores para a CTC efetiva nos tratamentos CL2 e CL3 em relação aos demais, estão as quantidades de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ aportados via resíduo (Tabela 2), as quais são praticamente duas vezes maiores em concentração do que no resíduo de LE. Também é importante salientar que, em decorrência do resíduo LE apresentar maior facilidade de degradação do que o CL, este pode ter propiciado uma perda maior dos cátions básicos ao longo do perfil acompanhando o ânion nitrato, gerado durante os processos de transformação do N e não assimilado pelas plantas (Corrêa et al. 2007).

Importante observar também na Tabela 8 a acidez potencial nos tratamentos TES no PVd e LVd, que possivelmente esteja relacionada com a natureza destes solos, naturalmente ácidos, com reações de hidrólise do alumínio, permitindo com que os íons de hidrogênio (H^+) liberados por essa reação ocupem os sítios de adsorção. Em relação aos tratamentos com ADM, percebe-se que em decorrência do fim do efeito do corretivo ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$) nesse período de pousio nas colunas de solo, o sistema apresentou a tendência de perda de bases nessa camada de 0-20 cm, com a lixiviação destas ao longo do perfil, com preenchimento das cargas por H^+ e Al^{3+} .

Os teores de bases observados na Tabela 8 também determinaram a mesma tendência no efeito residual para os resíduos CL e LE, tanto no PVd quanto no LVd. Os maiores valores observados de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ foram encontrados nos tratamentos com CL (1, 2, 3) e os menores valores foram para os tratamentos com LE (1, 2, 3), ADM e TES, a qual apresentou os menores valores.

O Ca^{2+} e o Mg^{2+} são macronutrientes encontrados em grande quantidade nos resíduos orgânicos e depois de aplicados ao solo contribuem para o aumento dos mesmos em solução e para a absorção das plantas. Os teores de Ca^{2+} foram interpretados segundo critérios da SBCS/CQFS (2004) como Baixo para os tratamentos TES, ADM e LE (1,2); como Médio no CL2 e LE3 e como Alto no CL2 e CL3, no PVd; já para o LVd, foram interpretados como Médio no tratamento TES e Alto para os demais. Em relação aos teores de Mg^{2+} , os

mesmos foram interpretados segundo critérios da SBCS/CQFS (2004) como Altos para todos tratamentos em ambos os solos, exceto para a TES no PVd, com interpretação como Médio. Nos tratamentos com CL os resultados evidenciam que a dose do material aportado nos tratamentos CL2 e CL3 ocasionou maiores teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} em relação ao CL1, tanto no PVd quanto no LVd.

O K^+ , todavia, apresentou comportamento semelhante ao Ca^{2+} e o Mg^{2+} apenas no PVd, pois no LVd observou-se que não houve diferença significativa entre os tratamentos. Souza (2009) constatou que o teor de K^+ disponível dois anos após o encerramento das aplicações sucessivas não afetou o estoque do solo, aumentando o teor de acordo com as doses adicionadas. Esses valores foram interpretados, segundo critérios da SBCS/CQFS (2004), como Muito Baixo para os tratamentos TES, ADM, CL1 e LE (1,2,3) e como Baixos para ADM, CL2 e CL3, no PVd. No solo LVd, os teores foram interpretados como Muito Baixo para os tratamentos CL(1,2) e LE (1,2), Baixo para CL3 e LE3, Médio para a TES e Alto no ADM.

Esses baixos teores de K^+ disponível refletem a rápida liberação do mesmo após a adição do material orgânico no solo, bem como a absorção deste nutriente pelos cultivos anteriores, além das possíveis perdas por lixiviação. Isto ocasionou a baixa disponibilidade deste nutriente em quase todos os tratamentos, com exceção da ADM no LVd, o qual apresentou o maior efeito residual, devido suas características de maior capacidade de adsorção de K (Matos, 2014).

Na Tabela 8, percebe-se o efeito dos cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ na saturação por bases, a qual apresentou valores superiores a 50% em quase todos os tratamentos, com exceção da TES no solo PVd (21,9%). Assim a incorporação de resíduos orgânicos ao longo dos anos e sua transformação ao passar do tempo em material mais decomposto (húmus), especialmente no CL, que possui liberação mais lenta, proporciona aumento na CTC do solo e a melhoria da fertilidade em solos que possuem naturalmente baixo conteúdo de MOS e baixa CTC natural, como o PVd e o LVd.

Desta maneira, pode-se observar esse período de nove anos após as aplicações de resíduos orgânicos, o efeito residual desses materiais (LE e CL) ainda é capaz de manter a fertilidade do solo acima do nível natural.

4.5.2 Teores de elementos-traço no solo

Os teores semi-totais de Cu, Zn, Mn, Cd, Ni, Cr, Pb, Mo, As, Al e Fe e os teores disponíveis de Cu e Zn na camada de 0-20 cm dos solos, nove anos após aplicações sucessivas de CL e LE, são apresentados na Tabela 9 e Apêndice 7.

Devido ao número de elementos-traço em estudo, optou-se por analisar os valores disponíveis apenas para Cu e Zn, visto que esses elementos são representativos ao padrão dos outros elementos-traço no solo.

De modo geral, percebe-se que houve um padrão de comportamento dos teores semi-totais em função das doses aplicadas, onde os menores valores foram encontrados para os tratamentos TES e ADM, os teores intermediários foram observados nos tratamentos LE (1,2) e CL (1,2) e os maiores nos tratamentos CL3 e LE3, tanto no PVd quanto no LVd. Como já foi apresentado anteriormente, os tratamentos CL3 e LE3 foram enriquecidos com sais solúveis de Cd, Cu, Zn, Pb e Ni.

Os elementos-traços Al, As, Cr, Fe e Mn não diferiram significativamente entre os tratamentos em ambos os solos e em alguns tratamentos os valores foram inferiores ao limite de detecção do aparelho (ICP-OES). Os maiores valores para esses elementos foram observados no solo LVd, possivelmente devido ao seu material de origem, com maiores concentrações, além de sua maior capacidade de adsorção destes elementos, decorrente dos maiores teores de argila e matéria orgânica. No solo PVd, com baixa capacidade de adsorção, esses elementos podem ter sido lixiviados para as camadas subjacentes.

Os elementos Cd e Mo também apresentaram teores semi-totais muito baixos, não atingindo o limite de detecção do aparelho em alguns casos. Porém, observou-se para o Cd que os tratamentos CL3 e LE3 diferiram significativamente em relação aos demais no solo LVd solo PVd apresentou o maior valor residual no CL3. A seguir, os elementos Cu, Zn, Ni e Pb serão discutidos com maior nível de detalhamento.

Tabela 8. Atributos químicos na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).

Tratamento	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Al ³⁺	H+Al	CTC efetiva	CTC pH 7,0	SB	V	m
..... cmolc dm ⁻³ %	
PVd											
TES	0,5 d	0,6 d	0,01ns	0,01 c	1,4 a	3,9 a	2,5 d	5,0 d	1,1 d	21,9 d	28,6a
ADM	1,4 cd	1,1 cd	0,01	0,02 bc	0,3 b	2,1 b	2,8 c	4,6 c	2,5 c	54,0 c	6,3b
CL 1	3,4 b	1,8 ab	0,01	0,02 bc	0,0	1,4 bcd	5,3 b	6,7 b	5,3 b	78,7 b	0,0
CL 2	4,6 a	2,2 a	0,02	0,08 a	0,0	1,3 cd	6,9 a	8,2 a	6,9 a	83,9 a	0,0
CL 3	5,4 a	2,2 a	0,02	0,07 ab	0,0	1,3 d	7,7 a	8,9 a	7,7 a	85,9 a	0,0
LE 1	1,7 c	1,3 bc	0,01	0,01 c	0,1 b	2,0 bcd	3,2 c	5,1 c	3,1 c	60,7 c	2,7b
LE 2	1,7 c	1,4 bc	0,01	0,01 c	0,3 b	2,2 b	3,3 c	5,5 c	3,1 c	58,6 c	4,8b
LE 3	2,1 c	1,3 bc	0,01	0,02 bc	0,1 b	2,0 bc	3,5 c	5,5 c	3,4 c	62,7 c	2,0b
LVd											
TES	3,4 d	4,1 d	0,03ns	0,06 a	0,9 a	5,1 a	8,4 d	12,6 d	7,5 d	59,7 d	6,9a
ADM	6,1 c	5,3 bc	0,05	0,13 a	0,0	2,9 bcd	11,5 c	14,5 c	11,5 c	79,8 c	0,0
CL 1	8,7 b	5,8 a	0,04	0,06 a	0,0	2,0 d	14,6 b	16,6 b	14,6 b	88,1 b	0,0
CL 2	10,0 a	5,9 a	0,07	0,07 ab	0,0	1,7 e	16,1 ab	17,8 ab	16,1 ab	90,5 ab	0,0
CL 3	10,7 a	5,7 a	0,07	0,09 a	0,0	1,6 e	16,6 a	18,2 a	16,6 a	91,2 a	0,0
LE 1	6,3 c	5,4 a	0,03	0,05 a	0,0	2,9 cd	11,9 c	14,7 c	11,8 c	80,4 c	0,2c
LE 2	6,1 c	5,2 bc	0,03	0,04 a	0,1 bc	3,3 bc	11,4 c	14,7 c	11,4 c	77,4 c	0,5bc
LE 3	5,6 c	4,4 cd	0,02	0,06 a	0,3 b	4,0 ab	10,3 c	14,4 c	10,1 c	71,5 c	1,8b

Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey (p<0,05). ns: Não houve diferença significativa entre os tratamentos. SB: soma de bases; V%: saturação por bases; m%: saturação por alumínio.

Tabela 9. Teores semi-totais de elementos-traço na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições).

Tratamento	Cu	Zn	Mn	Cd	Ni	Cr	Pb	Mo	As	Al	Fe
 mg kg ⁻¹ g kg ⁻¹			
PVd											
TES	5,1 f	12,6 cd	88,7 ns	< LD	1,1 c	3,6 ns	6,7 b	< LD	1,2 ns	6,5 ns	5,8 ns
ADM	4,2 f	6,2 d	80,6	< LD	0,7 c	2,8	4,0 b	< LD	1,0	7,4	4,6
CL 1	9,9 e	15,2 c	96,8	< LD	1,3 c	3,8	7,6 b	0,2	< LD	7,2	5,3
CL 2	14,1 de	29,1 b	115,4	< LD	1,7 c	3,7	25,0 b	< LD	0,8	7,7	5,6
CL 3	76,8 a	104,9 a	122,9	1,1	12,9 a	4,3	241,4 a	< LD	< LD	8,2	6,1
LE 1	17,8 d	12,8 cd	79,5	< LD	1,0 c	2,9	6,8 b	< LD	1,8	8,1	5,0
LE 2	24,5 c	13,3 cd	70,8	< LD	0,7 c	3,3	6,7 b	0,2	1,9	8,0	5,4
LE 3	55,9 b	27,1 b	55,0	< LD	3,5 b	3,0	183,0 a	0,2	0,2	6,9	5,4
LVd											
TES	59,6 c	28,2d	1016 ns	1,0 b	22,8 b	43,1 ns	16,5 b	< LD	1,1 ns	39,7 ns	31,4 ns
ADM	61,2 c	29,5 d	1029,6	0,9 b	24,6 b	45,5	16,6 b	< LD	< LD	47,6	32,1
CL 1	71,3 bc	73,1bc	1130,4	1,0 b	28,0 b	50,1	20,8 b	< LD	< LD	46,9	36,1
CL 2	76,3 bc	84,5 b	1072,7	0,9 b	27,9 b	47,1	19,6 b	< LD	< LD	50,6	34,7
CL 3	172,0 a	231,6 a	1070,9	2,8 a	46,3 a	45,3	338,9 a	< LD	1,7	49,0	34,9
LE 1	83,6 bc	45,3 cd	1126,5	1,3 ab	28,8 ab	51,7	21,6 b	< LD	1,1	53,1	36,1
LE 2	94,0 b	83,3bc	1116,8	1,1 ab	28,8 ab	50,9	19,6 b	< LD	4,1	53,5	36,5
LE 3	186,7 a	231,6 a	1081,0	3,0 a	46,8 a	47,5	334,9 a	< LD	< LD	39,7	35,7

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05). ns: Não significativo. <LD: Menor que o limite de detecção (LD: Cd: 0,2; Mo:0,2; As: 2,0 mg kg⁻¹)

Cobre

Para o Cu, os maiores teores semi-totais foram determinados nos tratamentos CL3 e LE3, tanto no PVd quanto no LVd, diferindo em ambos os solos estatisticamente de suas respectivas testemunhas (Tabela 9). Observando-se a série histórica deste experimento e a evolução no teor total de Cu (Tabela 10), em comparação aos resultados obtidos por Kray (2005) e Souza (2009), nota-se que houve a manutenção da concentração deste elemento na camada de 0-20 cm em todos os tratamentos no LVd. Já no PVd, os tratamentos CL3 e LE3 tiveram uma considerável diminuição, em torno de 16 mg kg⁻¹.

Tabela 10. Evolução no teor de cobre (Cu) na camada superficial do solo (0-20 cm) ao longo do tempo até o ano de 2015, após cinco aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006 nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	Solo							
	PVd				LVd			
	mg kg ⁻¹							
	2002	2003	2006	2015	2002	2003	2006	2015
TES	3,7	4,4	3,9	5,1	74,7	75,8	47,7	59,6
ADM	3,3	4,0	4,1	4,2	73,3	76,9	54,0	61,2
CL1	4,0	6,3	5,4	9,9	72,3	74,6	53,9	71,3
CL2	3,7	7,2	5,8	14,1	72,0	74,9	57,3	76,3
CL3	55,0	100,0	92,8	76,8	120,3	174,6	158,9	172,0
LE1	12,0	20,9	18,7	17,8	77,0	97,6	71,4	83,6
LE2	16,3	27,5	23,1	24,5	84,0	103,2	81,9	94,0
LE3	52,3	89,2	72,3	55,9	128,7	181,9	184,5	186,7

Fonte: 2002/2003: Kray (2005); 2006: Souza (2009); 2015: presente estudo.

Esse resultado possivelmente seja explicado pela menor capacidade do solo PVd em adsorver este elemento, pelos seus baixos teores de argila e matéria orgânica, o que lhe confere uma maior suscetibilidade a perdas por lixiviação. Em contrapartida, no LVd o comportamento foi semelhante ao observado por Souza (2009), evidenciando a alta capacidade de solos argilosos e com maior conteúdo de MOS em reter íons metálicos por meio de ligações de esfera interna, além do maior teor natural neste solo.

Para os teores de Cu disponível é possível observar na Figura 5 um padrão bem definido em função das doses aplicadas de cada resíduo. Nos

tratamentos enriquecidos com sal solúvel de Cu (CL3 e LE3), é possível visualizar a amplitude existente em relação aos demais tratamentos sem enriquecimento. De modo geral, os maiores teores foram determinados no LE, seguido do CL, ADM e TES.

A diferença entre os solos PVd e LVd está diretamente ligada à concentração natural de Cu, a qual no LVd é quase nove vezes maior. Já em relação à diferença do LE (1,2,3) para os demais tratamentos, também pode estar relacionada com a concentração deste no material aplicado, o qual possuía uma concentração vinte duas vezes maior no resíduo de 2002/2003 e duas vezes maior em 2006, em relação ao CL.

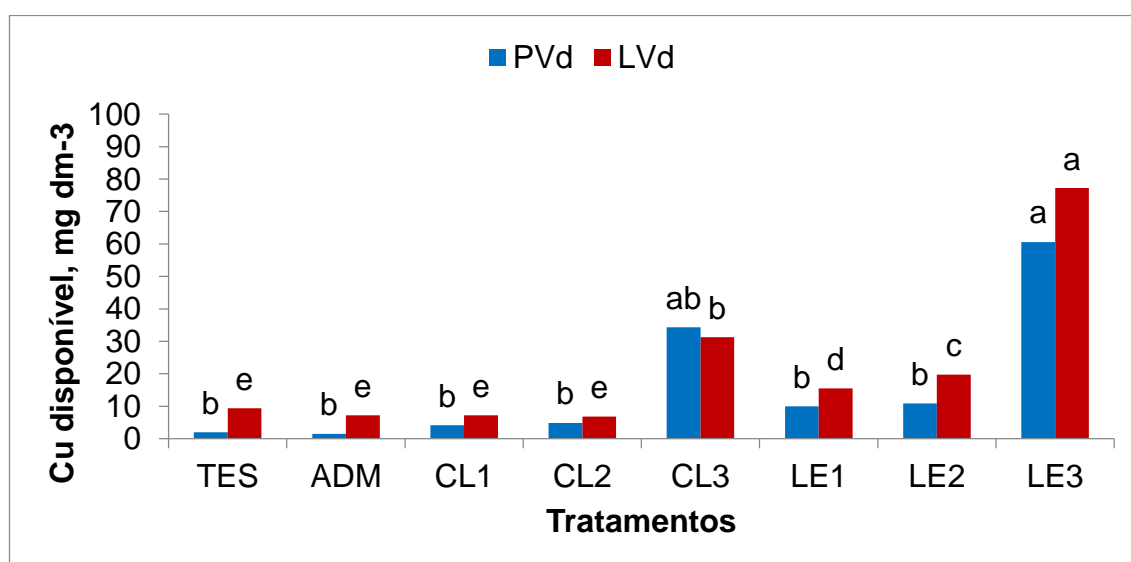


Figura 5. Teor de Cu disponível na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Zinco

Assim como o Cu, o Zn é um elemento fortemente retido no solo e também é passível de complexação ou quelatação com o material orgânico adicionado. Deste modo, pelos teores semi-totais de Zn no solo, percebe-se que o efeito residual das aplicações apresenta um comportamento muito diferenciado no PVd em relação ao LVd.

No solo PVd, houve uma diminuição na concentração semi-total do Zn na camada de 0-20 cm em praticamente todos os tratamentos (Tabela 9). Corroborando este fato, observando-se a série histórica na Tabela 11 e a evolução do teor semi-total de Zn, percebe-se que os teores ao longo de 2002 até 2003 apresentaram um padrão, em ordem crescente, em virtude das aplicações sequenciais.

Após esse período, nota-se que em 2006 apresentou decréscimo no teor e em 2015 houve diminuição ainda maior no teor determinado. Contudo os tratamentos CL2 e LE2 mantiveram sua concentração, possivelmente pela manutenção do Zn em sítios específicos de adsorção e pela ausência de plantas para absorverem este ET nesse período. Essa redução nos demais tratamentos provavelmente esteja condicionada pela redução da carga orgânica, a qual está ligada ao intervalo entre as aplicações sequenciais, o que pode ter ocasionado uma redução na capacidade do solo em continuar mantendo esse ET adsorvido à matéria orgânica.

Esses resultados, todavia, diferem dos encontrados por Oliveira et al. (2005), os quais observaram efeito residual do Zn na camada de 0-20 cm após um longo período sem aplicação de lodo de esgoto no solo.

Tabela 11. Evolução no teor de zinco (Zn) na camada superficial do solo (0-20 cm) ao longo do tempo até o ano de 2015, após cinco aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006 no solo PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	Solo							
	PVd				LVd			
 mg kg ⁻¹							
	2002	2003	2006	2015	2002	2003	2006	2015
TES	8,3	9,0	7,5	12,6	68,0	67,2	46,1	28,2
ADM	8,3	9,4	6,3	6,2	67,0	68,1	48,6	29,5
CL1	12,3	15,4	16,3	15,2	66,7	72,0	54,5	73,1
CL2	13,7	19,4	15,2	29,1	67,3	74,7	65,6	74,5
CL3	107,7	226,5	185,2	104,9	128,3	359,1	283,2	231,6
LE1	12	19,9	17,4	12,8	68,7	80,8	60,3	45,3
LE2	12,7	20,3	17,3	13,3	73,7	84,1	67,6	73,3
LE3	115	242,0	145,4	27,1	222,7	314,2	254,8	231,6

Fonte: 2002/2003: Kray (2005); 2006: Souza (2009); 2015: presente estudo.

Em contrapartida, em 2015 os resultados demonstram que este elemento provavelmente foi lixiviado ao longo do perfil, pois seu teor diminuiu na camada superficial. Segundo Matos (2014), em condições de pH inferior a 5,5, o solo diminui sua capacidade de reter elementos potencialmente tóxicos, como elementos-traço, aumentando sua disponibilidade progressivamente à medida que o meio se torna mais ácido.

Já no solo LVd, a série histórica do teor de Zn semi-total mostra outro padrão de comportamento. Em alguns tratamentos, houve diminuição do teor total de Zn, como a TES, ADM, CL3 e LE3 e nos demais CL (1,2) e LE (1,2) manteve-se o teor no solo próximo à determinação anterior, mesmo após esse longo período em pousio.

Para os tratamentos TES e ADM esperava-se que houvesse essa redução, uma vez que em ambos os tratamentos não houve adição de resíduos orgânicos, para aumentar a complexação deste elemento e, também pelo fato de os valores de pH destes se manterem abaixo do limite ótimo ($\text{pH} > 5,5$) para imobilização do Zn nos sítios de troca, o que pode ter determinado que este ficasse em formas livres em solução e pudesse ser lixiviado, reduzindo sua concentração na camada de 0-20 cm.

No caso dos tratamentos CL3 e LE3, enriquecidos com sal solúvel de Zn, nota-se em 2003 a presença de um pico no teor semi-total, visto que nesta fase do experimento ainda estava ocorrendo o parcelamento das adições (4ª etapa); a partir de 2006, quando foi determinado o teor semi-total de Zn no solo, três anos após a aplicação anterior, e feita a 5ª aplicação, não houve acréscimo de sais, sendo o Zn acrescido no solo unicamente via resíduos.

Logo, como nestes dois tratamentos havia grande disponibilidade de Zn no solo e naturalmente, ao longo do tempo, pode ter sido desorvido do complexo sortivo o Zn em excesso na forma de sal solúvel adicionado anteriormente, juntamente com os resíduos orgânicos, com possível lixiviação para as camadas mais inferiores, em virtude da decomposição deste material orgânico, reduzindo sua concentração na camada superficial.

Nos demais tratamentos com CL (1,2) e LE (1,2), com adição de Zn apenas pelos resíduos orgânicos, nota-se que estes foram capazes de manter o Zn ligado à fase sólida do solo.

Em relação aos teores de Zn disponível, é possível observar na Figura 6 que os maiores valores foram encontrados nos mesmos tratamentos em que os teores totais também se destacaram, tanto no PVd como no LVd, evidenciando que boa parte deste Zn fica retido no solo em complexos com a matéria orgânica ou ligado a sítios preferenciais na fração argila, o que ocasiona a baixa disponibilidade deste no solo, com exceção dos tratamentos enriquecidos (CL3 e LE3).

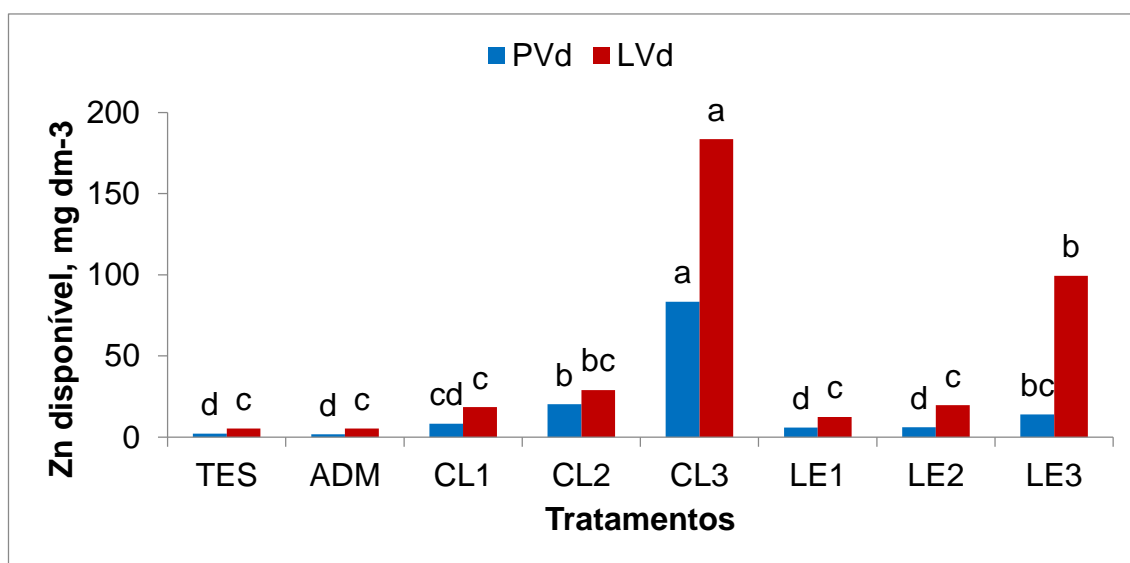


Figura 6. Teor de Zn disponível na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Chumbo

O teor semi-total de Pb no solo na camada de 0-20 cm nove anos após as aplicações de resíduos urbanos está apresentado na Tabela 9. É possível observar que tanto no PVd como no LVd os tratamentos CL3 e LE3 diferiram estatisticamente dos demais e que os outros tratamentos com CL (1,2), LE (1,2) e ADM não diferiram de suas respectivas testemunhas. Esses maiores teores encontrados nos tratamentos CL3 e LE3 estão relacionados ao enriquecimento que estes tiveram ao longo do tempo (adição de resíduos e sal solúvel de Pb da etapa 1 até etapa 4) para alcançar os limites máximos permitidos de adição ao solo.

Percebe-se que entre os dois tipos de solo há uma diferença considerável de teor total e este fato pode ser justificado, assim como para os demais elementos-traços, pelos materiais de origem destes solos e pelos teores de argila (>50% no LVd) e de MOS (três vezes maior no LVd), que proporcionam ao LVd uma maior capacidade de adsorção de Pb. Assim como o Cu e o Zn, existe uma série histórica da evolução no teor total de Pb no solo desde o início do experimento em 2002, apresentada na Tabela 12.

Tabela 12. Evolução no teor de chumbo (Pb) na camada superficial do solo (0-20 cm) ao longo do tempo até o ano de 2015, após cinco aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006 no solo PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	Solo							
	PVd				LVd			
 mg kg ⁻¹							
	2002	2003	2006	2015	2002	2003	2006	2015
TES	6,0	7,0	7,0	6,7	23,7	23,2	25,6	16,5
ADM	6,0	5,6	6,5	4,0	23,0	16,8	25,6	16,6
CL1	6,0	7,0	8,3	7,6	22,7	22,5	36,1	20,8
CL2	6,0	8,2	10,1	25,0	24,3	24,6	34,6	19,6
CL3	198,0	342,6	325,3	241,4	240,3	471,9	423,6	338,9
LE1	8,0	7,0	7,9	6,8	22,0	26,7	36,0	21,6
LE2	8,0	9,9	11,9	6,7	25,0	25,3	51,4	19,6
LE3	195,7	351,8	244,1	183,0	250,3	491,6	479,5	334,9

Fonte: 2002/2003: Kray (2005); 2006: Souza (2009); 2015: presente estudo.

De 2002 até o presente estudo, houve variação ao longo do tempo no teor de Pb no solo em todos tratamentos; as maiores alterações foram visualizadas em CL3 e LE3, os quais em 2003 tiveram as últimas adições de sais solúveis de Pb, justificando os maiores teores nesse ano. A partir de 2003, houve mais uma aplicação de resíduo em 2006, posterior à determinação do teor total de Pb neste mesmo ano, entretanto a adição ao solo foi mediante a concentração natural contida nos resíduos.

Dado o exposto, acredita-se que essa redução no teor semi-total de Pb em ambos os solos após esse longo período esteja atribuída a dois fatores principais: a decomposição natural dos resíduos, a qual liberou o Pb complexado no material orgânico, permanecendo retidos outros elementos, como o Cu e o Zn, e a lixiviação deste em decorrência da acidificação do meio, o que favoreceu a solubilização do Pb (Bezerra et. al 2009).

Níquel

Assim como os outros elementos-traço já mencionados, de modo geral, o Ni apresentou os maiores teores semi-totais nos tratamentos CL3 e LE3, diferindo em ambos os solos estaticamente dos demais (CL1, CL2, LE1, LE2, ADM e TES) (Tabela 13). Esse maior teor pode ser justificado de forma similar aos demais elementos, uma vez que estes tratamentos também foram enriquecidos com sal solúvel de Ni nas primeiras etapas do experimento.

Contudo, a série histórica e a evolução do teor semi-total de Ni evidenciam que em ambos os solos houve diminuição nos teores em quase todos os tratamentos, com exceção ao CL (1,2) no PVd, os quais se mantiveram semelhantes a última determinação realizada em 2006. Essa redução no teor total foi verificada tanto no PVd como no LVd.

Tabela 13. Evolução no teor de níquel (Ni) na camada superficial do solo (0-20 cm) ao longo do tempo até o ano de 2015, após cinco aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006 no solo PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	Solo							
	PVd				LVd			
 mg kg ⁻¹							
	2002	2003	2006	2015	2002	2003	2006	2015
TES	1,3	0,9	1,6	1,1	48,3	45,6	44,8	22,8
ADM	1,3	1,3	1,7	0,7	47,0	46,8	47,6	24,6
CL1	1,0	1,3	1,3	1,3	46,0	46,2	43,7	28,0
CL2	1,0	1,3	1,2	1,7	46,0	43,8	44,0	27,9
CL3	13,7	23,1	38,7	12,9	59,3	71,1	67,4	46,3
LE1	1,0	0,9	2,6	1,0	50,3	49,8	48,4	28,8
LE2	1,0	0,9	2,3	0,7	48,0	47,1	48,9	28,8
LE3	14	23,7	28,9	3,5	61,7	72,6	65,3	46,8

Fonte: 2002/2003: Kray (2005); 2006: Souza (2009); 2015: presente estudo.

Isso pode ser explicado de duas maneiras. A primeira explicação, refere-se à concentração natural contida no solo PVd nove anos atrás, a qual já era baixa, comparando-se todos os tratamentos com sua respectiva testemunha (TES).

A segunda, refere-se ao fato do LVd apresentar naturalmente um teor maior de Ni semi-total, tendo-se a TES como referência. Logo, percebe-se que

após esse período todos os tratamentos reduziram seu teor semi-total de forma homogênea e similar aos controles (TES), com exceção dos enriquecidos (CL3 e LE3).

Assim, pode-se considerar que os processos envolvidos nessa redução do teor semi-total de Ni tanto no PVd como no LVd no solo na camada de 0-20 cm sejam semelhantes aos já mencionados para os outros elementos-traço (Cu, Zn e Pb). Evidencia-se, então, um padrão de comportamento (redução no teor semi-total na camada superficial do solo) destes ao longo do tempo.

Finalizando, as avaliações indicam que, com o encerramento das aplicações, ainda ocorre uma lenta decomposição dos resíduos orgânicos adicionados anteriormente, podendo estes continuar a liberar esses elementos, mesmo que imobilizados temporariamente por complexação ou quelatação. Em longo prazo, isto pode ocasionar problemas de fitotoxicidade, de contaminação do lençol freático ou até de acúmulo na cadeia trófica.

4.6 Conclusões

- I. Os tratamentos que receberam composto de lixo apresentam maiores valores de pH do solo em relação aos que receberam lodo de esgoto, tanto para o PVd quanto para o LVd, ao longo do tempo.
- II. A CTC do solo se mantém maior nos tratamentos que receberam composto de lixo e lodo de esgoto após nove anos sem aplicações sequenciais destes resíduos.
- III. De forma geral, os teores de carbono orgânico e P disponível se mantêm maiores que a testemunha ao longo do tempo, com maior efeito residual dos tratamentos com composto de lixo na maior dose.
- IV. As concentrações de elementos-traço (Cu, Zn, Ni, Pb), tanto no PVd quanto no LVd, na camada de 0-20 cm, são maiores nos tratamentos com doses enriquecidas com sais solúveis (CL3 e LE3) após nove anos das últimas aplicações destes resíduos no solo.

5 - ESTUDO II – EFEITO RESIDUAL DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE COMPOSTO DE LIXO E LODO DE ESGOTO NA ABSORÇÃO DE NUTRIENTES E ELEMENTOS-TRAÇO PELAS PLANTAS

5.1 Introdução

O uso de plantas como indicadores do estado nutricional e funcional do solo tem se mostrado uma excelente técnica para prever e determinar o estoque de elementos essenciais, como macro e micronutrientes, além de elementos potencialmente tóxicos, como elementos-traço no solo. Em estudos com aplicações de resíduos sólidos urbanos, como o composto de lixo (CL) e o lodo de esgoto (LE), diversas culturas são utilizadas para estabelecer parâmetros confiáveis a respeito da melhor forma de disposição destes materiais no solo e também para elucidar aspectos agronômicos decorrentes desta prática.

O potencial de resíduos em fornecer nutrientes para o crescimento e desenvolvimento de plantas geralmente é avaliado pelo cultivo de plantas de interesse comercial, como, aveia, cana-de-açúcar, feijão, girassol, milho, soja (Oliveira, 2000; Kray, 2005; Souza, 2009; Ribeirinho et al. 2012; Lobo et. al. 2012; Strojaki et al. 2013) e outras, variando de acordo com a época de aplicação, disponibilidade de resíduos, condições edafoclimáticas e interesse da pesquisa.

Kray (2005) e Souza (2009), em estudos com aplicação de CL e LE em dois tipos de solo do RS (Latosolo e Argissolo), utilizaram os cultivos de milho no verão e de aveia no inverno, para verificar o potencial agrícola destes resíduos e também para expressar os potenciais riscos destes resíduos em contaminar o solo com elementos-traço, e ambos obtiveram resultados

satisfatórios com o uso destas plantas como indicadoras.

Nesse sentido, o estudo do efeito residual destes materiais torna-se cada vez mais importante, de modo a monitorar os impactos no solo e nas plantas por longo prazo. Nascimento et al. (2011) constataram o efeito residual do LE na agricultura ao observarem um aumento expressivo na produção de frutas das plantas de “*Papaya*” conforme o aumento progressivo das doses. Esses mesmos autores também verificaram uma eficiência agrônômica de 198% para a dose de 60 Mg ha⁻¹ em relação à fertilização química.

Em contrapartida, Albuquerque et al. (2015), avaliando o efeito residual da adubação com LE sobre a produção e nutrição do girassol, constataram a diminuição dos teores de alguns micronutrientes na folha, como o manganês (Mn) e o ferro (Fe), além de redução na produtividade do girassol.

Entretanto, Souza (2009) verificou que o efeito residual do CL foi maior do que o de LE após dois anos do encerramento de aplicações sequenciais destes resíduos no solo, continuando a fornecer nutrientes em concentrações satisfatórias para o crescimento de plantas.

Nessa perspectiva, verifica-se a importância de estudos sobre o efeito residual de aplicações de resíduos sólidos urbanos no solo e o uso de experimentos de longa duração, tanto para avaliar aspectos de nutrição de plantas como de possíveis contaminantes do ambiente.

5.2 Hipótese

A aplicação de lodo de esgoto e composto de lixo ao longo do tempo apresenta efeito residual sobre a absorção de macronutrientes e elementos-traço pelas plantas.

5.3 Objetivos

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar o efeito residual de aplicações sucessivas de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos anos de 2002-2003 e 2006-2007 no crescimento e absorção de nutrientes e elementos-traço por plantas de aveia.

Os objetivos específicos são as determinações da produção de matéria

seca e da absorção de macronutrientes, de micronutrientes e de elementos-traço por plantas de aveia, em resposta ao efeito residual das aplicações de CL e LE em dois solos representativos do RS.

5.4 Material e métodos

5.4.1 Cultivo de aveia

Após a amostragem do solo (item 4.4.1), foi conduzido, no período de 22 de maio a 27 de julho de 2015, um cultivo de aveia branca (*Avena sativa*, cv. IAPAR 126), para avaliação do efeito residual da adição de doses de CL e LE, em comparação com tratamentos testemunha e adubação mineral, em dois tipos de solo (LVd e PVd), após nove anos da última aplicação. Informações quanto aos tratamentos estudados e respectivo detalhamento são apresentados no item 3.1.4.

Para este cultivo, foram semeadas 20 sementes por coluna, deixando-se 10 plântulas após o desbaste. Durante o cultivo, a céu aberto, o suprimento hídrico foi feito conforme a necessidade da cultura. O controle de insetos e doenças foi realizado preventivamente, quando necessário, de acordo com a inspeção visual diária do experimento.

Aos 60 dias após a emergência, as plantas de aveia foram cortadas rente ao solo e postas a secar em estufa a 65 °C até massa constante de matéria seca (MS) da parte aérea.

5.4.2 Determinações

Após a secagem e determinação da MS, a parte aérea das plantas de aveia foi moída em moinho tipo Wiley (moinho inox de facas), visando à análise química para determinação das concentrações de nutrientes e elementos-traço no tecido vegetal.

As concentrações totais de N, P, K, Ca e Mg foram obtidas a partir de digestão com H₂O₂ + H₂SO₄ + mistura de digestão, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). Nos extratos de digestão, o N foi determinado por destilação Kjeldahl (Bremer e Mulvaney, 1982); o P, por espectrofotometria de absorção molecular (Spectrophotometer UV – 1600); o K, por fotometria de

chama (Digimed NK – 2000); e os demais elementos, por espectrofotometria de absorção atômica em atomização em chama de ar-acetileno (Perkin Elmer, modelo Analyst 200).

Os teores totais de elementos-traço (Cu, Zn, Mn, Cd, Cr, Ni, Pb e As) foram obtidos a partir de digestão nítrico-perclórica, conforme adaptação de Scolmeister (1999) e determinação por espectrometria de emissão por plasma (ICP-OES).

5.4.2 Análise estatística

O experimento em colunas de solo foi conduzido em delineamento de blocos ao acaso, com três repetições por tratamento. As análises de laboratório foram conduzidas em duplicata. A análise estatística de dados foi realizada com o software Sisvar, com análise de variância (teste F) e determinação de diferenças significativas pelo teste de comparações múltiplas de Tukey (probabilidade de 5%).

5.5 Resultados e discussão

5.5.1 Matéria seca

A quantidade de matéria seca (MS) produzida pode ser interpretada como efeito direto da disponibilidade de nutrientes do solo e sua absorção pelas plantas. Na Tabela 14 são apresentados os valores de produção de MS da parte aérea da cultura da aveia para os diferentes tratamentos, TES, ADM, CL (1,2,3) e LE (1,2,3), tanto no solo PVd quanto no LVd. De modo geral, a produção de matéria seca foi baixa, comparativamente a cultivos anteriores.

Os maiores valores de MS foram determinados nos tratamentos com CL (2 e 3), tanto no PVd quanto no LVd; entretanto, observou-se que no PVd houve diferença significativa para os demais tratamentos, enquanto no LVd houve diferença apenas para a TES, mesmo havendo grandes variações entre valores. Este fato pode estar relacionado com a baixa produção de matéria seca e a variabilidade entre as repetições do mesmo tratamento quanto a esta variável.

A diferença de MS observada entre os tratamentos CL2 e CL3 e os demais pode ser atribuída a sua maior disponibilidade de nutrientes, em especial N, P e

K, conforme apresentado no Estudo I, indicando maior efeito residual deste material em comparação ao LE. Este efeito pode ser atribuído ao maior aporte de alguns nutrientes pelas maiores doses de CL aplicadas, bem como pela maior degradação do LE. Kray (2005), em ensaio de respirometria para análise da taxa de mineralização dos resíduos, observou uma taxa quase três vezes menor para o CL em relação ao LE.

Tabela 14. Produção de matéria seca da parte aérea de plantas de aveia, nove anos após aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	Solo	
	PVd	LVd
 g vaso ⁻¹	
TES	2,03 b	2,33 b
ADM	3,98 b	6,32 ab
CL1	4,29 b	10,15 ab
CL2	7,16 a	14,57 a
CL3	7,27 a	13,70 a
LE1	2,93 b	6,27 ab
LE2	3,11 b	7,60 ab
LE3	3,24 b	8,42 ab

Médias seguidas da mesma letra, em cada solo, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Os resultados de MS indicam também o maior efeito residual dos tratamentos com adubação mineral e resíduos no solo LVd, possivelmente devido sua maior capacidade de adsorção e menores perdas por lixiviação de alguns nutrientes, como o K, além deste solo promover melhores condições físicas para o crescimento de plantas, como a retenção de água.

Na tabela 15, observa-se a evolução histórica da produção de matéria seca em função dos tratamentos. Embora os efeitos de outros fatores, em especial os climáticos, ao longo do período considerado, observa-se que os valores de MS de aveia eram mais expressivos no início da condução do experimento (2002 e 2003), tanto no PVd quanto no LVd, exceto nos tratamentos CL3 e LE3, em virtude do efeito da adição dos elementos-traço (Kray, 2005).

Esses maiores valores de MS determinados nas primeiras etapas podem ser atribuídos aos efeitos das recentes aplicações dos resíduos orgânicos à época, os quais ainda estavam em processo inicial de decomposição e liberação de nutrientes, enquanto que em 2006 foi avaliado o efeito residual das referidas aplicações (Souza, 2009).

Tabela 15. Evolução na produção de matéria seca da parte aérea de plantas de aveia após cinco aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006

Tratamento	Solo							
	PVd				LVd			
 g vaso ⁻¹							
	2002	2003	2006	2015	2002	2003	2006	2015
TES	<1,0	1,0	5,9	2,0	9,0	10,0	7,8	2,3
ADM	23,0	43,0	34,8	3,9	32,0	52,0	18,8	6,3
CL1	30,0	49,0	27,8	4,3	27,0	44,0	30,7	10,2
CL2	37,0	54,0	35,9	7,2	35,0	49,0	27,7	14,6
CL3	35,0	55,0	38,8	7,3	36,0	60,0	31,9	13,7
LE1	23,0	43,0	41,9	2,9	32,0	46,0	27,5	6,3
LE2	22,0	45,0	51,5	3,1	39,0	50,0	32,8	7,6
LE3	<1,0	2,0	27,8	3,2	21,0	13,0	39,5	8,4

Fonte: Kray (2005); Souza (2009). Médias seguidas da mesma letra, em cada solo, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Em 2006 (três anos após a última aplicação de resíduos), constatou-se que houve redução significativa da produção de MS em comparação a 2003, evidenciando o processo contínuo de degradação do material e diminuição da disponibilidade de nutrientes, pela retirada pelos cultivos anteriores e possíveis perdas (Souza, 2009). E nesta presente etapa, após nove anos da última aplicação, feita em 2006 (5ª aplicação), nota-se a tendência de diminuição do efeito residual e que o processo de alteração dos resíduos no solo ao longo do tempo foi diferente.

O CL, em virtude ser um resíduo mais estabilizado, de maior recalcitrância e mantenedor do pH do solo dentro de uma faixa mais adequada para a absorção de nutrientes pelas plantas, permaneceu liberando nutrientes de forma mais gradual e por mais tempo.

5.5.2 Macronutrientes nas plantas de aveia

As quantidades de macronutrientes acumulados na parte aérea das plantas de aveia são apresentadas na Tabela 16. De um modo geral, estes valores diminuíram expressivamente em comparação aos resultados obtidos por Kray (2005) e Souza (2009). Esse mesmo autor também já havia constatado redução semelhante no acúmulo de nutrientes nas plantas de aveia dois anos após a aplicação dos resíduos.

Comparando-se os dois resíduos, percebe-se que, em ambos os solos, as plantas de aveia obtiveram o maior acúmulo de macronutrientes nos tratamentos que receberam o CL e nas maiores doses. Essa capacidade do composto de lixo continuar a fornecer nutrientes ao longo do tempo também foi reportada por Krob et al. (2011).

Os tratamentos que receberam enriquecimento com ETs na forma de sais solúveis, especialmente o LE 3, em ambos os solos, apresentaram o menor acúmulo de nutrientes. Essa menor capacidade em acumular nutrientes na parte aérea das plantas de aveia nestes tratamentos pode estar diretamente relacionadas ao pH do solo (Tabela 7) o qual manteve-se mais baixo após as reaplicações dos resíduos e adição de calcário (ADM), contribuindo para a redução na absorção dos nutrientes.

Em relação ao acúmulo de macronutrientes no tecido vegetal das plantas de aveia nos tratamentos testemunhas (TES) e com adubação mineral (ADM), observou-se que ambos diferiram estatisticamente dos tratamentos com resíduos de CL e LE, respectivamente, em ambos os solos. Em geral, os tratamentos ADM apresentaram menor acumulação que os tratamentos que receberam CL, porém tiveram maiores quantidades comparativamente ao LE.

Observando-se os valores para os diversos nutrientes, de modo geral, nota-se que todos apresentaram uma tendência semelhante de maior acúmulo no tratamento com CL na maior dose, sem adição de ETs (CL2). Do mesmo modo, este tratamento também diferiu estatisticamente de todos os tratamentos com LE. Essa característica apresentada pelo CL evidencia o potencial deste resíduo em continuar a fornecer estes elementos nove anos após sua aplicação. Essa informação corrobora mais uma vez os resultados obtidos por Souza (2009), que os justificou devido à estabilidade deste material, que possui menor

taxa de mineralização comparada ao LE, favorecendo uma liberação mais lenta dos nutrientes, prorrogando os benefícios por mais tempo.

Tabela 16. Quantidades de macronutrientes acumulados na parte aérea das plantas de aveia nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg
..... mg vaso ⁻¹					
PVd					
TES	40,2 c	3,7 e	54,9 d	6,4 e	5,1 g
ADM	71,5 c	11,3 d	116,4 b	25,0 c	13,5 cd
CL 1	74,5 bc	23,4 b	102,4 bc	26,9 c	15,2 c
CL 2	458,9 a	41,13 a	210,9 a	43,8 b	22,7 b
CL 3	115,3 b	39,1 a	232,9 a	56,6 a	24,9 a
LE 1	52,9 c	10,6 d	45,8 d	18,9 d	10,0 f
LE 2	52,4 c	11,9 d	67,6 cd	21,9 cd	12,3 de
LE 3	46,8 c	16,3 c	98,5 bc	25,4 c	10,9 ef

LVd					
TES	35,4 e	2,2 f	43,1 c	9,2 f	5,7 e
ADM	64,7 c	10,6 d	80,1 b	17,0 de	11,1 c
CL 1	64,9 c	15,1 c	91,3 b	20,2 c	13,4 b
CL 2	122,1 a	25,1 b	164,0 a	34,7 b	22,6 a
CL 3	99,3 b	28,9 a	158,1 a	39,0 a	21,3 a
LE 1	49,3 d	9,5 d	58,1 c	15,9 e	9,9 cd
LE 2	49,6 d	7,1 e	39,3 c	15,7 e	10,2 cd
LE 3	46,0 de	7,1 e	47,9 c	18,9 cd	8,7 d

Médias seguidas da mesma letra, em cada solo, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05\%$)

Todavia, esses nutrientes não foram absorvidos em quantidades suficientes para que a planta pudesse expressar seu máximo potencial vegetativo, uma vez que o CL, em virtude de sua maior recalcitrância, não liberou todo o seu estoque de nutrientes e o LE liberou praticamente todo estoque logo após a aplicação, uma vez que seus constituintes orgânicos apresentam alta labilidade e alta taxa de mineralização (Kray, 2005). Com isso, houve limitação ao crescimento das plantas no presente cultivo.

Possivelmente, o N não foi suficiente para suprir a demanda da cultura, o que afetou a expressão do máximo rendimento da planta, diminuindo o seu crescimento, refletindo em uma baixa produção de MS. Isso apoia as evidências

da baixa probabilidade desse nutriente permanecer retido no solo ao longo do tempo, principalmente em períodos sem aplicações.

Com relação aos teores de P acumulado no tecido foliar, em ambos os solos, com exceção ao CL (2 e 3), nota-se que houve uma menor absorção do nutriente pelas plantas nos demais tratamentos. Possivelmente essa maior absorção de P nas maiores doses de CL esteja relacionado a dois fatores, como: a) pH do solo mais alto nestes tratamentos; b) maior quantidade de P residual (retido na fase recalcitrante da MOS do CL) no solo, em virtude do padrão de aplicação dos resíduos ter sido o N.

Os maiores acúmulos de K^+ foram observados também nos tratamentos com CL (2 e 3), não havendo diferença significativa entre os tratamentos ADM e CL 1. Possivelmente esse maior acúmulo seja devido ao maior teor de K^+ residual disponível do solo, proveniente do composto de lixo, mantido por mais tempo em função da maior CTC do solo nos tratamentos com CL, em ambos os solos (Tabela 8).

Comparativamente, para os tratamentos com LE, percebeu-se que não houve diferença entre as doses 1, 2 e 3. Além da menor CTC do solo com este resíduo, a deficiência do lodo em K é bastante conhecida na literatura e diversos autores atribuem esse fato ao processo de obtenção do biossólido, o qual perde boa parte desse nutriente em solução no esgoto tratado (Barbosa et al., 2007; Souza, 2009).

Verificou-se também, de modo geral, em ambos os solos, que os acúmulos de Ca e Mg foram significativamente superiores nos tratamentos ADM e com os resíduos em relação à testemunha, devido sua adição via corretivo da acidez e contribuição dos resíduos no aporte destes nutrientes e no aumento da CTC dos solos. Em comparação, Albuquerque et al. (2015), ao estudarem o efeito residual da aplicação de lodo de esgoto sobre a produção e nutrição do girassol, verificaram que o Mg apresentou teores abaixo do nível suficiente para a planta.

5.5.3 Elementos-traço nas plantas de aveia

As concentrações de Cu, Zn, Mn, Cd, Cr, Ni, Pb, As e Fe determinados na parte aérea das plantas de aveia, nove anos após as aplicações sucessivas de resíduos urbanos, são apresentadas na Tabela 17. A discussão dos nutrientes foi realizada conforme o enquadramento de essencialidade de cada elemento, sendo estes, divididos em micronutrientes e elementos-traço não essenciais.

5.5.3.1 Micronutrientes

Os resultados obtidos para as concentrações de Cu, Zn, Mn e Fe no tecido da aveia demonstram que ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos, exceto para o Fe (Tabela 17). Para Cu, Zn e Mn, as diferenças entre tratamentos ocorreram principalmente no solo PVd, enquanto que no LVd os teores de Cu e Zn foram significativamente superiores apenas no tratamento LE 3, com enriquecimento destes dois elementos.

A concentração de Fe na parte aérea da aveia foi maior nos tratamentos que receberam as menores doses dos resíduos (CL 1 e LE 1), em ambos os solos. Para ser absorvido pela planta, o Fe deve estar em uma forma lábil, podendo ser na forma iônica Fe^{2+} ou Fe-quelato (forma orgânica solúvel), porém a disponibilidade deste elemento é fortemente influenciada pelo pH do meio. Neste experimento, o pH variou quanto ao efeito residual de cada tratamento para cada solo, porém não influenciou de modo a diferir significativamente os tratamentos, apesar da variação quantitativa observada nos mesmos. Corroborando estes resultados, Albuquerque et al. (2015) não verificaram influência do efeito residual de aplicações de lodo de esgoto sobre os teores de Fe na folha na produção de girassol.

Souza et al. (2010), ao estudarem variações na absorção de B, Cu, Fe, Mn e Zn durante o ciclo de crescimento e desenvolvimento da soja, induzidas pela fixação biológica de N_2 e pelo pH inicial de amostras de dois solos (um LV argiloso e outro arenoso), também observaram que o acúmulo de Fe na parte aérea da soja não foi alterado pelos valores de pH, em experimento conduzido em casa de vegetação.

Tabela 17. Concentrações de elementos-traço na parte aérea das plantas de aveia nove após anos a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	Cu	Zn	Mn	Cd	Cr	Ni	Pb	As	Fe
	mg kg ⁻¹								
PVd									
TES	17,6 c	64,3 c	1990,1 abc	0,17 b	3,4 ns	7,7 b	9,5 b	3,5 ab	45 ns
ADM	27,1 abc	128,3 bc	2827,7 a	< LD	2,6	16,2 b	12,0 b	2,3 b	74
CL1	24,3 bc	125,3 bc	1206,7 bc	< LD	1,9	3,3 b	8,9 b	3,5 ab	77
CL2	29,0 abc	129,3 bc	837,1 bc	< LD	3,2	17,1 b	8,6 b	5,7 a	75
CL3	34,0 abc	264,1 ab	702,4 c	5,7 a	11,1	20,5 ab	36,6 ab	5,3 ab	69
LE1	34,4 abc	252,7ab	1971,1 abc	0,7 b	23,7	11,6 b	11,7 b	4,0 ab	96
LE2	41,8 ab	266,9 ab	2291,1 ab	1,0 b	14,9	12,8 b	11,7 b	3,3 ab	80
LE3	44,0 a	433,5 a	841,6 bc	8,4 a	9,5	48,3 a	266,4 a	3,6 ab	52
LVd									
Tes	22,4 b	92,1 b	2440,7 ns	0,5 b	7,0 ns	12,5 b	10,4 ns	3,3 ns	124 ns
ADM	26,3 b	137,3 b	2014,3	< LD	5,1	10,5 b	7,7	4,6	205
CL1	36,8 ab	169,2 b	2123,0	< LD	6,7	10,8 b	8,5	6,2	225
CL2	29,9 ab	158,9 b	1360,0	< LD	4,5	7,9 b	11,4	4,2	194
CL3	29,4 ab	178,6 b	1312,6	0,4 b	4,4	11,9 b	16,0	5,1	139
LE1	31,4 ab	167,7 b	1621,9	0,5 b	2,9	10,4 b	9,5	5,8	243
LE2	28,1 b	174,6 b	1956,6	< LD	4,5	12,4 b	6,2	3,8	121
LE3	46,5 a	857,9 a	1577,6	16,3 a	1,5	69,0 a	18,1	5,4	67
[J] ¹	20-100	100-400	400-1000	5-30	5-30	10-100	30-300	5-20	-

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05%). ns: não significativo. <LD: Menor que o limite de detecção (LD: Cd: 0,2; Mo:0,2; As: 2,0 mg kg⁻¹). ¹ Faixa de concentração excessiva ou tóxica (Kabata-Pendias e Pendias, 2011).

As concentrações de Mn na parte aérea da aveia diferiram estaticamente apenas no solo PVd (Tabela 17). Neste solo, o maior teor foi determinado no tratamento ADM e os menores nos CL (2 e 3) e LE 3. No LVd, o maior teor foi para o TES e o menor, no CL 3. De modo geral, os maiores valores foram observados nas plantas cultivadas no solo LVd. Essa maior concentração de Mn no tratamento TES no solo LVd em relação ao PVd está diretamente relacionada à concentração natural do elemento no solo, o qual é aproximadamente cinco vezes maior no LVd (Tabela 1).

Além disso, assim como para observado para o Fe, notou-se uma tendência dos tratamentos que receberam as menores doses de resíduos (CL1 e LE1), em ambos os solos, em apresentar os maiores teores. Souza et al. (2010) também constataram que o decréscimo no pH rizosférico favorece a redução e aumenta a concentração de Mn, aumentando sua absorção pelas plantas.

As concentrações de Cu e Zn diferiram estatisticamente em ambos os solos, sendo os maiores teores determinados nas plantas nos tratamentos com LE, notadamente no LE 3, e os menores teores, no TES (Tabela 17).

Em ambos os solos se observou uma tendência de aumento na absorção desses elementos conforme o aumento das doses dos resíduos aplicados. Os tratamentos enriquecidos com sais de Cu e Zn (CL 3 e LE 3) determinaram os maiores teores nas plantas, evidenciando o efeito residual destes elementos em permanecerem disponíveis. Nota-se também uma maior amplitude na absorção entre os teores de Cu e Zn nos tratamentos com LE em relação aos com CL. Estes aspectos podem ser atribuídos ao fato do resíduo LE conter maiores concentrações destes elementos (Tabela 2) e do solo dos tratamentos com CL terem se mantido em uma faixa de maior pH (>5,5), determinando menor disponibilidade às plantas.

Em condições de pH acima de 5,5, há um aumento considerável da adsorção do Cu e Zn no solo, o que os torna menos disponível para absorção das raízes. Segundo Cornu et al. (2007), o fluxo difusivo do Cu diminui com o aumento do pH, podendo este ser complexado pela MOS, tanto na fase sólida quanto na solução do solo. Em contrapartida, Zuba Junior et al. (2011) observaram aumento no conteúdo de Zn nas folhas de milho com adubação residual de lodo de esgoto na ordem de 63,62 Mg ha⁻¹.

A absorção expressiva desses elementos-traço micronutrientes pelas plantas de aveia em alguns tratamentos pode ter influenciado o crescimento da

cultura, uma vez que esses elementos em grandes quantidades dentro do tecido vegetal podem ser nocivos. Segundo valores de referência citados por Kabata-Pendias e Pendias (2011), em ambos os solos, todos os tratamentos que apresentaram valores acima do limite de suficiência adequado encontram-se dentro da faixa de possível toxidez (Cu, 20-100; Zn, 100-400; Mn, 400-100; 50-500 mg kg⁻¹)

Oliveira Jr et al. (2000) recomendam a adição de calcário no solo para manter a concentração de Mn mais baixa na solução de solo, especialmente em solos ácidos. Bataglia (1991) também relatou que ao manter o pH do solo acima de 6,0 o fluxo difusivo do Fe reduz, diminuindo a absorção deste micronutriente. Albuquerque et al. (2015) também notaram que o efeito residual de aplicações de lodo de esgoto sobre a produção de girassol não influenciou o conteúdo de Cu e Zn nas folhas da cultura, entretanto diminuíram os teores de Fe e Mn.

5.5.3.2 Elementos-traços não essenciais

As concentrações de ETs não essenciais (Cd, Cr, Ni, Pb e As) determinadas na parte aérea das plantas de aveia também são apresentadas na Tabela 17. Para Pb e As não ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos no solo LVd, assim como o Cr, o qual não diferiu em ambos os solos. Em contrapartida, os ETs Cd e Ni diferiram estatisticamente entre os tratamentos em ambos os solos.

As concentrações de Cd nas plantas para o solo PVd foram maiores nos tratamentos CL 3 e LE 3, enquanto para o LVd, apenas no LE 3, tratamentos que tiveram enriquecimento com este elemento nas primeiras aplicações dos resíduos. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2011), esses teores enquadraram-se dentro da faixa de toxidez (5-30 mg kg⁻¹). Nos demais tratamentos, as concentrações foram classificadas como normais. Já para os tratamentos ADM, CL1 e CL2, em ambos os solos, e no LE 2 no LVd, os valores ficaram abaixo do limite de detecção.

As concentrações de Cr, em ambos os solos, não diferiram significativamente quanto aos tratamentos aplicados em virtude da grande variabilidade entre as repetições. Entretanto, observa-se uma tendência das maiores concentrações nos tratamentos com CL em função do aumento das doses aplicadas e para o LE, o inverso. Segundo Kabata-Pendias e Pendias

(2011), a concentração dos tratamentos CL 3 e LE (1, 2, 3) no solo PVd e TES, ADM e CL1 no solo LVd enquadram-se dentro da faixa de possível toxidez (5-30 mg kg⁻¹).

Para o Ni, as maiores concentrações foram observadas no tratamento LE 3 em ambos os solos. Com relação à classificação de toxidez proposta por Kabata-Pendias e Pendias (2011), apenas os tratamentos TES e CL1 no PVd e CL 2 no LVd encontram-se dentro da faixa normal e, para os demais, o enquadramento seria na faixa de fitotoxidez (10-100 mg kg⁻¹).

Para o Pb, as maiores concentrações foram observadas nos tratamentos CL 3 e LE 3, em ambos os solos. Entretanto, no LVd, em virtude da variação entre algumas repetições de campo, não houve diferença significativa entre os tratamentos. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2011), apenas os tratamentos CL 3 e LE 3 no solo PVd foram enquadrados dentro do padrão de fitotoxidez (30-300 mg kg⁻¹), sendo os demais considerados normais.

Em relação ao As, no solo PVd, a maior concentração na parte aérea da aveia foi no tratamento CL 2 e a menor, no ADM, e os demais não se diferenciaram. No LVd, assim como relatado para outros ETs já discutidos, não houve diferença significativa entre os tratamentos em virtude da variabilidade entre algumas repetições experimentais. Com relação à classificação proposta por Kabata-Pendias e Pendias (2011), apenas os tratamentos CL (2 e 3) no PVd e CL (1 e 3) e LE (1 e 3) no LVd foram classificados como possivelmente fitotóxicos.

De modo geral, os teores mais expressivos de ETs nas plantas nos tratamentos enriquecidos com estes elementos corroboram alguns sintomas visuais observados durante a condução do experimento. Na Figura 7, pode-se observar alguns dos efeitos da fitotoxidez causada pelos ETs durante o desenvolvimento da aveia, como clorose e necrose, principalmente nas folhas mais jovens, atrofia no crescimento e deformações nas folhas das plantas cultivadas nos tratamentos enriquecidos com sais de ETs.

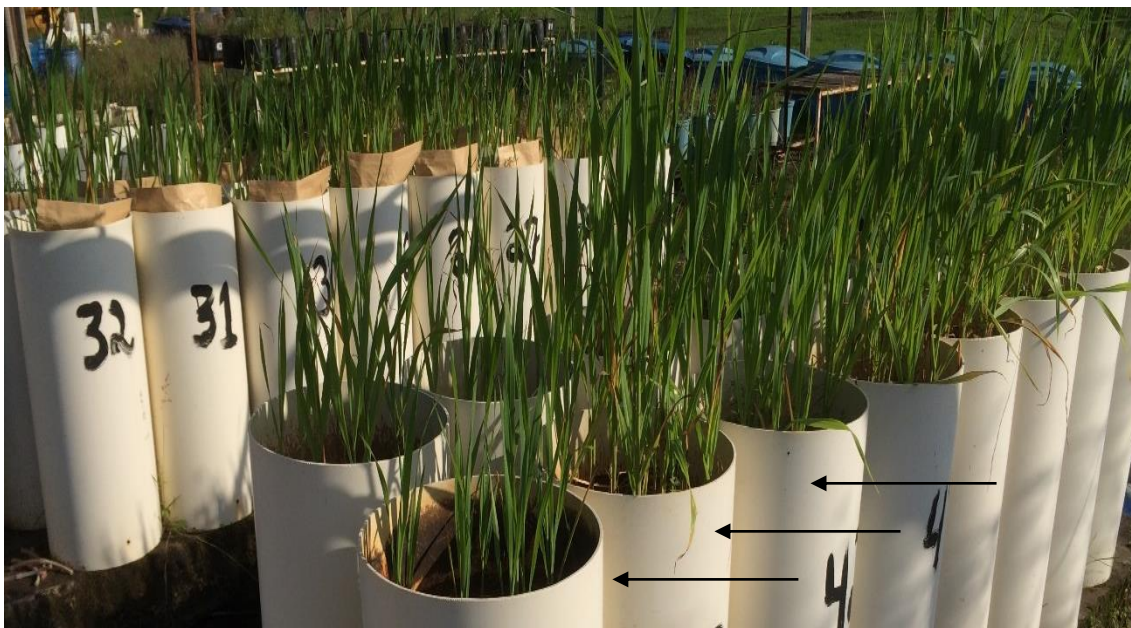


Figura 7. Vista de plantas de aveia mostrando os efeitos dos tratamentos com maior adição de elementos-traços (ETs).

5.6 Conclusões

Os resultados permitem concluir que:

- I. O composto de lixo apresenta maior efeito residual na produção de matéria seca de aveia, sendo que as maiores doses acumuladas (CL 2 e 3) propiciam melhores condições para o crescimento das plantas, nove anos após a última aplicação dos resíduos urbanos.
- II. O composto de lixo propicia o maior acúmulo de macronutrientes nas plantas de aveia, com resultados mais expressivos para o tratamento CL 2, evidenciando o efeito residual deste resíduo urbano em continuar disponibilizando nutrientes para a absorção pelas plantas.
- III. O enriquecimento do solo com ETs (CL 3 e LE 3) realizado no período de 2002/2003 ainda afeta a absorção dos nutrientes pelas plantas de aveia e mostra possíveis efeitos de fitotoxidez aos 12 anos após sua adição.

6 - ESTUDO III - CRESCIMENTO E ABSORÇÃO DE NUTRIENTES E ELEMENTOS-TRAÇO POR PLANTAS DE MILHO APÓS A REAPLICAÇÃO DE COMPOSTO DE LIXO E LODO DE ESGOTO

6.1 Introdução

O uso agrícola de lodo de esgoto (LE) e de composto de lixo (CL) como fontes de nutrientes para o sistema solo-planta tem ganhado importância no Brasil a partir dos anos 2000, onde se intensificaram as pesquisas com esses resíduos urbanos, quando se percebeu que os benefícios de sua utilização poderiam superar os riscos potenciais ao ambiente.

Conhecer as características e as propriedades físico-químicas dos resíduos é fundamental para a sua disposição no solo, uma vez que esse tipo de subproduto não possui um padrão definido de composição e sua origem depende de diversos fatores, como região, condições climáticas, coleta seletiva, saneamento básico, tamanho da população e presença de indústrias, entre outros.

Essas variáveis afetam diretamente a qualidade dos materiais, entretanto a conscientização da população é componente fundamental dos processos de destinação de resíduos, uma vez que estes são o reflexo das atividades antrópicas e podem conter contaminantes inorgânicos, patógenos, elementos-traço e compostos orgânicos persistentes de difícil degradação (Nascimento et al., 2014; 2015).

Assim, após a caracterização dos subprodutos finais obtidos e verificada a inexistência de constituintes potencialmente tóxicos em quantidades prejudiciais ao ambiente, os materiais podem ser aplicados ao solo, para avaliação de seu potencial agrônomo. Em adição, permitem o retorno dos resíduos orgânicos aos campos de produção de forma sustentável (Barbosa et

al., 2007). Além disso, são uma alternativa viável para adição de matéria orgânica e nutrientes, além de poderem também complementar adubações minerais e reduzir os custos de produção (Lemainski e Silva, 2006).

Entre as culturas utilizadas em áreas de disposição de resíduos em solos agrícolas, o milho é uma das espécies mais estudadas, pois possui alto potencial de resposta à aplicação destes materiais (Lemainski e Silva, 2006). Por se tratar de uma planta C4, sensível a mudanças no estoque de nutrientes no solo, com expressivo crescimento vegetativo e de interesse agrícola mundial, o milho apresenta excelentes indicadores e características para demonstrar o potencial destes subprodutos na agricultura.

Assim, a instalação de novas unidades geradoras de LE e CL, como ocorre na Região Metropolitana de Porto Alegre, requer a continuidade de estudos de caracterização e de efeitos agrônômicos e ambientais dos resíduos gerados, em especial quanto ao aporte de macro e micronutrientes e de matéria orgânica, e melhoria de características físicas do solo e suas consequências sobre a produção vegetal.

Nesta perspectiva, foi desenvolvido o presente estudo, avaliando-se os efeitos imediatos da reaplicação dos resíduos urbanos CL e LE, gerados no Município de Porto Alegre, respectivamente, pela Unidade de Compostagem do Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) e pela Estação de Tratamento de Esgoto da Serraria do Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE), recentemente posta em operação.

6.2 Hipótese

A reaplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) no solo, após nove anos em pousio, aumenta o estoque de nutrientes e afeta a absorção de macronutrientes e elementos-traço pelas plantas de milho.

6.3 Objetivos

O objetivo geral do trabalho é avaliar o crescimento vegetal e a absorção de macronutrientes e elementos-traço pela cultura do milho após a reaplicação de lodo de esgoto (LE) e composto de lixo (CL) em dois solos representativos do

RS.

Os objetivos específicos são a determinação da produção de matéria seca e da concentração e acúmulo de macronutrientes e de elementos-traço na parte aérea de plantas de milho em resposta à reaplicação de CL e LE.

6.3 Material e métodos

6.3.1 Reaplicação dos resíduos

Na presente etapa, foi conduzida a reaplicação de composto de lixo e lodo de esgoto aos solos entre os dias 20 e 21 de outubro de 2015. Os resíduos, previamente caracterizados e em sua condição "in natura", foram pesados e incorporados na camada superficial (0-20 cm) das colunas de solo, conforme descrito anteriormente (item 3).

6.3.2 Cultivo de milho

Para avaliação da reaplicação de CL e LE em diferentes doses de cada resíduo, em dois tipos de solo (LVd e PVd), após nove anos de pousio, foi conduzido um cultivo de milho (*Zea mays* L., cv Agroceres VT PRO 3) no período de 26 de outubro até 14 de dezembro de 2015). Informações quanto aos tratamentos estudados e respectivo detalhamento são apresentados no item 3.1.4.

Para este cultivo, foram semeadas nove sementes de milho por coluna, deixando-se três plântulas após o desbaste. Durante o cultivo, a céu aberto, o suprimento hídrico foi feito conforme a necessidade da cultura. O controle de insetos e doenças foi realizado preventivamente, quando necessário, de acordo com a inspeção visual diária do experimento.

Aos 45 dias após a emergência, as plantas de milho foram cortadas rente ao solo e postas a secar em estufa a 65 °C até massa constante de matéria seca (MS) da parte aérea.

6.4.2 Determinações

Após a secagem das amostras e determinação da MS, a parte aérea das plantas de milho foi moída em moinho tipo Wiley (moinho inox de facas), visando

à análise química para determinação das concentrações de nutrientes e elementos-traço no tecido vegetal.

As concentrações totais de N, P, K, Ca e Mg foram obtidas a partir de digestão com $H_2O_2 + H_2SO_4$ + mistura de digestão, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). Nos extratos de digestão, o N foi determinado por destilação Kjeldahl (Bremer e Mulvaney, 1982); o P, por espectrofotometria de absorção molecular (Spectrophotometer UV – 1600); o K, por fotometria de chama (Digimed NK – 2000) e os demais elementos por espectrometria de absorção atômica em atomização em chama de ar-acetileno (Perkin Elmer, modelo Analyst 200).

Os teores totais de elementos-traço (Cu, Zn, Mn, Cd, Cr, Ni, Pb e As) foram obtidos a partir de digestão nítrico-perclórica, conforme adaptação de Scolmeister (1999) e determinação por espectrometria de emissão por plasma (ICP-OES).

6.4.3 Análise estatística

O experimento em colunas de solo foi conduzido em delineamento de blocos ao acaso, com três repetições por tratamento. As análises de laboratório foram conduzidas em duplicata. A análise estatística de dados foi realizada com o software Sisvar, com análise de variância (teste F) e determinação de diferenças significativas pelo teste de comparações múltiplas de Tukey (probabilidade de 5%).

6.5 Resultados e discussão

6.5.1 Produção de matéria seca

A produção de matéria seca (MS) das plantas de milho, cultivadas por 45 dias, após a reaplicação dos resíduos urbanos, é apresentada na Tabela 18 e o aspecto das plantas no momento da colheita é ilustrado na Figura 8. Os maiores valores correspondem aos tratamentos com LE, seguidos do tratamento ADM, em ambos os solos, porém sem diferenças significativas. O tratamento TEST apresentou as menores quantidades de MS, tanto no solo PVd quanto no LVd. Para os tratamentos com CL, não foi verificada diferença entre as diferentes

doses (CL 1, 2 e 3), em ambos os solos, entretanto houve diferença significativa em relação à maioria dos demais tratamentos, com menores valores comparativamente ao LE.

Os baixos valores de MS observados nos tratamentos TEST são justificados pela baixa fertilidade natural destes dois tipos de solo (Tabela 1), sem capacidade de fornecer adequadamente os elementos essenciais ao crescimento de plantas, como visto anteriormente (item 4). Esta situação certamente foi agravada pela extração dos vários cultivos feitos anteriormente (item 3.1.4), pois desde a instalação da 1ª etapa do experimento (2002) não houve adição de nenhum tipo de fertilizante ou resíduo neste tratamento.

Embora ambos os solos apresentem naturalmente baixa capacidade de prover os elementos essenciais às plantas, a produção de MS de milho no solo LVd tendeu a ser maior em quase todos os tratamentos em relação ao PVd, o que evidencia uma maior capacidade de retenção e disponibilização de nutrientes e de água pelo latossolo em relação ao argissolo.

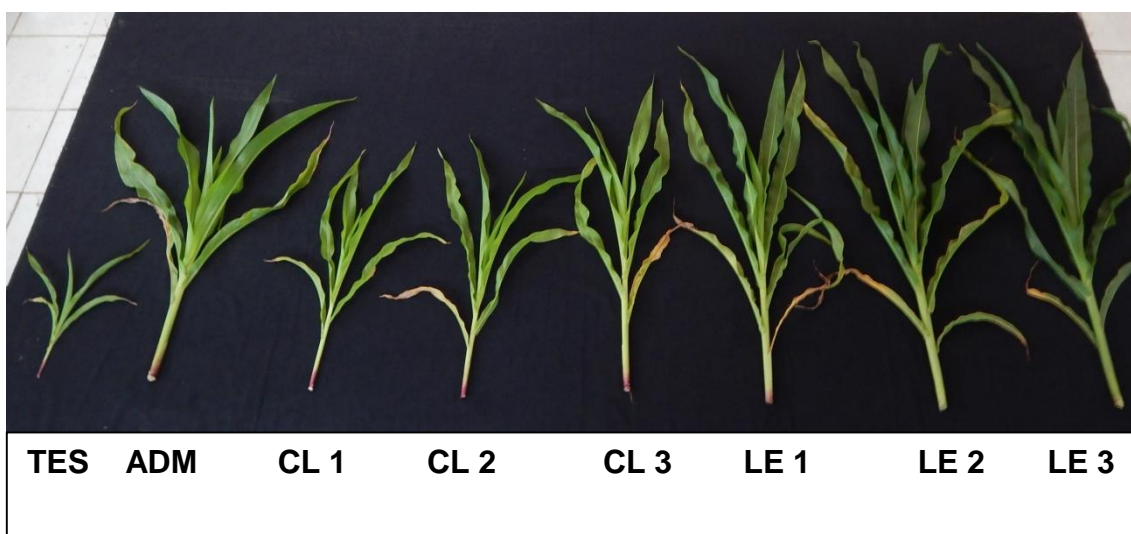


Figura 8. Vista das plantas de milho em função dos tratamentos em estudo no momento da coleta para as avaliações de matéria seca e composição elementar (Solo LVd).

Para os resíduos CL e LE, constatou-se os menores valores de MS nos tratamentos com a menor dose aplicada (CL 1 e LE1), em ambos os solos. Entretanto, apenas para o LE observou-se diferenças significativas em relação à maior dose.

Esses resultados expressivos de MS verificados para o LE em relação ao CL possivelmente sejam explicados pela maior taxa de mineralização do nitrogênio orgânico para este material, suprindo este nutriente em maior

quantidade no período de cultivo. Kray (2005), em estudo com estes mesmos resíduos, determinou uma taxa de mineralização quase três vezes maior para o LE em comparação ao CL.

Tabela 18. Produção de matéria seca da parte aérea de plantas de milho após a reaplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	Solo	
	PVd	LVd
 g coluna ⁻¹	
TES	2,52 e	3,63 e
ADM	45,18 abc	62,00 ab
CL1	12,72 de	16,39 de
CL2	26,08 cd	20,88 d
CL3	26,71 cd	23,98 d
LE1	41,41 bc	56,97 bc
LE2	62,20 a	66,05 a
LE3	52,23 ab	60,58 ab

Médias seguidas da mesma letra, em cada solo, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05\%$).

Além disso, também é importante salientar novamente que as maiores doses dos resíduos foram calculadas visando suprir para o milho uma dose de N equivalente a 140 kg ha^{-1} , indicada para uma expectativa de rendimento de grãos de 10 Mg ha^{-1} , tendo por base a taxa de mineralização do N correspondentes a 20% para ambos os resíduos, como reportando no item 3.

Utilizando-se outros critérios para o estabelecimento de dose de N, a produção de MS seria ainda mais expressiva nos tratamentos com LE, visto que o teor de nitrogênio contido neste resíduo é aproximadamente dezoito vezes maior do que o do CL (Tabela 2).

Possivelmente a indicação de uma taxa de mineralização menor (na faixa de 10%), diferentemente da proposta para esse lodo de esgoto (Resolução 375 – CONAMA, 2006), resultaria em um maior aproveitamento do N contido neste material. O baixo teor de N no CL possivelmente é justificado pelas perdas deste nutriente pelo longo período de permanência na pilha de compostagem, a céu aberto. Este fato, aliado à maior taxa de mineralização, determinou doses muito maiores do CL em relação ao LE e, mesmo assim, a MS seca foi superior nos tratamentos com LE, em ambos os solos.

A diferença observada na produção de MS entre os tratamentos 2 e 3 de ambos os resíduos, em ambos os solos, pode ser atribuída aos efeitos do enriquecimento com metais nos tratamentos CL3 e LE3, nas primeiras etapas do experimento, o que possivelmente afetou a absorção de nutrientes pelas plantas de milho e sua produção de MS, possivelmente ocasionando fitotoxidez, conforme também constatado por Souza (2009).

6.5.2 Macronutrientes nas plantas

As quantidades de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) acumulados na parte aérea das plantas de milho após a reaplicação de CL e LE constam na Tabela 19. Um primeiro aspecto a ser destacado é que no solo LVd houve um maior acúmulo destes nutrientes em relação ao PVd. Essa maior amplitude se deve ao fato do latossolo propiciar melhores condições físico-químicas para o crescimento das plantas que o argissolo (Tabela 1), mesmo este tendo sido melhorado pelos tratamentos de adubação mineral e com os resíduos.

É importante lembrar, como explicado no item 3, que a partir de 2006, o experimento passou a ser conduzido com um critério diferente de aplicação dos resíduos para os tratamentos CL 3 e LE 3 (Tabela 4), que não mais tiveram as maiores doses, como ocorreu nas aplicações de 2002/2003. Deste modo, estes tratamentos receberam as mesmas doses dos tratamentos CL 2 e LE 2 a partir de então, diferenciando- apenas por terem o enriquecimento adicional com elementos-traço nas primeiras etapas. Isso justifica em parte as diferenças para o acúmulo de macronutrientes ainda encontradas entre estes tratamentos, visto que o total de resíduos aplicados em todo o período de avaliação (2002-2015) acumulado é maior nos tratamentos CL 3 e LE 3.

De modo geral, para todos os elementos e ambos os solos, as maiores quantidades acumuladas na parte aérea corresponderam aos tratamentos com maiores doses dos resíduos (CL e LE, 2 e 3) e ao tratamento com ADM, ocorrendo o contrário com o tratamento TES.

O N é um dos macronutrientes mais importantes, pois desempenha várias funções nas plantas, além de ser componente dos aminoácidos e da clorofila (Wolff e Floss, 2008). No presente estudo, tanto no LVd quanto no PVd, os tratamentos que receberam LE (2 e 3) na maior dose disponibilizaram para as

plantas de milho uma quantidade maior deste nutriente (Tabela 19). A rápida mineralização do N orgânico componente do LE é bastante conhecida na literatura, visto que o material orgânico do lodo é rico em compostos de baixo peso molecular e de fácil degradação pelos microrganismos dos solos, fornecendo prontamente amônio e/ou nitrato (Boeira e Maximiliano, 2009).

No tratamento ADM, em ambos os solos, a disponibilização do N não foi tão eficiente quanto para a dose integral do lodo, entretanto foi superior à menor dose de lodo (LE 1) e aos demais tratamentos com CL. Embora a dose de N do tratamento ADM seja equivalente à dose aportada pelos tratamentos LE 2 e 3, o menor acúmulo pode estar relacionado à rápida liberação do N da ureia e possíveis perdas por volatilização e lixiviação antes da absorção pelas plantas, mesmo com a incorporação do fertilizante no solo.

Para os tratamentos com CL, como já discutido para a produção de matéria seca, pressupõe-se que a menor absorção e acúmulo de N em relação aos tratamentos LE e ADM sejam devidos à natureza do material, o qual possui praticamente todo seu estoque nitrogenado ligado a compostos orgânicos mais recalcitrantes, com menor taxa de mineralização, limitando o aproveitamento deste nutriente pelas plantas (Boeira e Maximiliano, 2009).

Para fósforo, as maiores quantidades acumuladas nas plantas de milho no solo PVd foram determinadas nos tratamentos com CL (2 e 3) e LE (2 e 3), enquanto que no solo LVd apenas os tratamentos LE (2 e 3) se diferenciaram significativamente dos demais (CL 2 e 3 no LVd e CL 1, LE 1, ADM e TES em ambos solos). Esse maior acúmulo de P nesses tratamentos (CL e LE, 2 e 3) está diretamente relacionado ao fato das respectivas doses serem o dobro em relação aos tratamentos CL 1 e LE 1.

Os valores de K acumulados nas plantas de milho apresentaram um padrão diferente dos demais macronutrientes, conforme pode ser visto na Tabela 19. Os maiores acúmulos no solo PVd ocorreram para os tratamentos CL 2 e CL 3, com diferenças significativas apenas entre os tratamentos LE 2 e TES. Para o solo LVd, o tratamento ADM apresentou o maior acúmulo, havendo diferença significativa apenas para o tratamento TES, em relação a todos os demais. Estas constatações podem ser atribuídas às doses de K adicionadas pelos resíduos, em especial nos tratamentos com CL, devido ao critério de estabelecimento de doses destes materiais em função do suprimento de N. Em adição, a falta de significância para diferenças observadas para o acúmulo de K entre os

tratamentos também pode é reflexo da variabilidade de experimental entre as diferentes repetições.

Os valores de Ca e Mg acumulados nas plantas de milho em ambos os solos apresentaram o mesmo padrão, com os tratamentos com LE diferindo dos tratamentos com CL e não diferindo do tratamento ADM. Essa diferença entre os tratamentos LE e CL está relacionada com o aporte total de Ca e Mg pelos materiais, pois a concentração de ambos nutrientes é cerca de 50% superior no LE em relação ao CL (Tabela 2).

Além disso, o LE é um material menos estabilizado do que o CL, o que favorece a liberação mais rápida destes elementos, aumentando assim sua disponibilidade imediatamente após a aplicação. Para o tratamento ADM, o acúmulo destes elementos é explicado pelo seu aporte via corretivo da acidez, aplicado em maior dose neste tratamento (Apêndices 1 e 2).

Tabela 19. Quantidade de macronutrientes acumulados na parte aérea de plantas de milho após a reaplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg
..... mg coluna ⁻¹					
PVd					
TES	32,4 d	6,1 c	34,2 c	17,7 e	9,4 e
ADM	538,9 b	62,1 bc	359,3 ab	314,7 bc	139,7 cd
CL 1	122,8 d	58,2 bc	228,8 abc	87,1 de	42,4 e
CL 2	226,8 cd	91,7 ab	521,7 a	179,5 d	70,4 de
CL 3	251,3 cd	112,1 ab	423,1 ab	196,3 cd	93,0 de
LE 1	434,8 bc	78,8 bc	236,7 abc	320,0 b	195,2 bc
LE 2	820,13 a	158,6 a	190,1 bc	529,2 a	343,5 a
LE 3	652,2 ab	126 ab	367,5 ab	355,8 b	232,3 b
LVd					
TES	42,5 e	6,8 e	43,6 b	28,0 d	18,1 e
ADM	732,0 b	100,0 c	627,9 a	364,4 b	327,3 b
CL 1	157,6 de	50,4 de	266,5 ab	110,8 c	69,3 d
CL 2	198,2 de	66,1 cd	345,6 ab	128,5 c	79,9 d
CL 3	214,8 d	76,8 cd	374,4 ab	152,1 c	97,6 c
LE 1	678,1 c	107,6 bc	313,7 ab	381,3 b	335,9 b
LE 2	1022,7 a	191,9 a	232,5 ab	498,0 a	593,4 a
LE 3	1105,1 a	150,5 ab	392,8 ab	508,5 a	447,2 ab

Médias seguidas da mesma letra, em cada solo, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05\%$).

6.5.3 Elementos-traço nas plantas

Os teores totais de Cu, Zn, Mn, Cd, Cr, Ni, Pb e As na parte aérea das plantas de milho, após a reaplicação dos resíduos urbanos, são apresentados na Tabela 20. A discussão dos nutrientes foi realizada conforme o enquadramento de essencialidade de cada elemento, sendo estes, divididos em micronutrientes e elementos-traço não essenciais.

6.5.3.1 Micronutrientes

Neste grupo são apresentados e discutidos os resultados para os elementos cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn). As maiores concentrações de Cu e Zn no tecido vegetal das plantas de milho foram determinadas nos tratamentos que receberam LE. O tratamento LE 3 apresentou os resultados mais expressivos, tanto no PVd quanto no LVd, se diferenciando estatisticamente dos demais, o que pode ser explicado pelo enriquecimento deste tratamento com estes metais (Apêndice 3).

Para os demais tratamentos, os teores de Cu e Zn foram menores, entretanto, o tratamento TES do solo PVd apresentou concentrações superiores em relação aos tratamentos que receberam CL. Tal fato poderia ser justificado pelo efeito de concentração dos elementos no tecido em decorrência da baixa produção de matéria seca, pelo menor valor de pH e pela ausência de componentes orgânicos capazes de adsorver estes metais e diminuir sua disponibilidade às plantas.

Para o elemento Cu, não ocorreu diferença de teores com as diferentes doses de CL, todavia para o Zn este foi menor com a menor dose de CL (CL 1). No LVd, não foi observada diferença no teor de Zn entre o tratamento LE 3 e os demais, enquanto que para o Cu os tratamentos TES e CL 1 e 2 apresentaram as menores concentrações.

As maiores concentrações de Cu e Zn no tecido vegetal no tratamento LE 3 podem ser explicadas pela combinação dos seguintes fatores: a) efeito residual acumulado ao longo do tempo, decorrente do processo de enriquecimento com sais de Cu e Zn nas primeiras etapas do experimento (Item 3), como discutido nos Estudos I e II; b) maior aporte destes elementos pelo LE

do que pelo CL nas reaplicações acumuladas destes materiais. Na presente etapa, embora a concentrações para o LE sejam de aproximadamente de três a quatro vezes maiores que para o CL, respectivamente para o Cu e o Zn (Tabela 2), as quantidades aportadas pelo CL foram levemente superiores em decorrência dos critérios de estabelecimento das doses (Apêndice 10).

Com relação ao Mn, por se tratar de um micronutriente essencial, também é requerido em níveis adequados para o crescimento de plantas. As concentrações de Mn no tecido foliar das plantas de milho foram maiores no tratamento TES de ambos os solos (Tabela 20). A exemplo do Cu e Zn, a maior concentração nesse tratamento decorre da condição de menor pH do solo (Tabela 7), determinando maior disponibilidade de Mn e do efeito de concentração do elemento no tecido devido à baixa produção de MS.

Assim como discutido no Estudo II, em ambos os solos, vários tratamentos determinariam teores de Cu, Zn e Mn no tecido vegetal do milho considerados dentro de faixas de toxidez, seguindo-se os critérios propostos por Kabata-Pendias e Pendias (2011). Para o Cu, a referida faixa varia de 20-100 mg kg⁻¹ e, então, apenas nos tratamentos com CL (1 e 2) as concentrações se situaram abaixo destes limites.

Para o Zn, o limite de toxidez varia de 100-400 mg kg⁻¹ e apenas o tratamento ADM no solo PVd apresentou concentração inferior a este limite. Para o Mn, o limite de toxidez varia de 400-1000 mg kg⁻¹ e no solo PVd os tratamentos TES, ADM, CL 1 e LE (1 e 2) apresentaram valores interpretados como tóxicos, enquanto no LVd isto ocorreu apenas nos tratamentos TES e LE 3.

Entretanto, estas interpretações devem ser vistas com cautela, pois os teores de elementos-traço no tecido vegetal e, por consequência, o estabelecimento de classes de suficiência e toxidez, podem variar amplamente em função da variedade, idade e parte da planta, além de outros fatores que influenciam o crescimento e a produção de matéria seca das plantas. Como reportado pela literatura, as diferenças entre as faixas de suficiência e excesso de elementos-traço são relativamente pequenas (Kabata-Pendias e Pendias, 2011).

Esse possível efeito do excesso de micronutrientes, considerando-se as altas concentrações no tecido foliar das plantas de milho em alguns tratamentos, não pode ser atribuído unicamente a um elemento específico, visto que o

principal sintoma é o baixo crescimento das plantas e este pode ser comumente confundido com outras deficiências.

6.5.2.2 Elementos-traços não essenciais

Neste grupo, são apresentados e discutidos os resultados para os ETs não essenciais cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb) e arsênio (As) quanto aos teores na parte aérea das plantas de milho (Tabela 20). De modo geral, as maiores concentrações destes elementos foram observadas nos tratamentos CL 3 e LE 3.

As concentrações de Cd nas plantas de milho cresceram em resposta às doses crescentes de cada resíduo, sendo maiores nos tratamentos CL 3 e LE 3 e menores nos tratamentos ADM e CL (1 e 2), em ambos os solos. Para este elemento, seguindo-se os critérios de Kabata-Pendias e Pendias (2011), o limite de toxidez varia de 5 - 30 mg kg⁻¹ e, então, apenas para o tratamento LE 3 no PVd houve concentração superior a esta faixa.

Para o Cr, as concentrações nas plantas não seguiram a ordem crescente das dosagens, visto que os maiores valores foram observados nos tratamentos CL 2 no PVd e LE 2 no LVd. Quantitativamente, as diferenças constatadas foram pequenas, porém mesmo assim isto pode ser determinante para , visto que esse elemento não apresenta função bioquímica e pode alterar o metabolismo vegetal. Em ambos os solos, os menores teores foram observados no tratamento TES, evidenciando a menor disponibilidade deste elemento na condição natural do PVd e do LVd.

Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2011), assim como para o Cd, o Cr apresenta limites de toxidez na faixa de 5 - 30 mg kg⁻¹. Entretanto, para o Cr, a interpretação para todos os tratamentos seria de concentração excessiva nas plantas de milho considerando o limite inferior, de 5 mg kg⁻¹.

Para o Ni, no solo PVd, a maior concentração foi observada no tratamento LE 3 e as menores, nos tratamentos ADM, CL 1 e LE 1. No solo LVd, entretanto, apenas o tratamento LE 3 se diferenciou dos demais. De acordo com os limites propostos por Kabata-Pendias e Pendias (2011), a concentração de Ni considerada excessiva/tóxica está na faixa de 10 - 100 mg kg⁻¹. No solo PVd apenas os tratamentos TES, CL (2 e 3) e LE 3 situaram dentro desta faixa, enquanto que no LVd somente o tratamento LE 3.

Para o elemento Pb, os maiores teores no tecido do milho foram diferentes para cada resíduo em cada um dos solos. No PVd, a maior concentração foi observada no tratamento LE 3, seguido do CL 3 e do TES, enquanto que no LVd os maiores teores foram constatados no CL 3, seguido do LE 3. A exemplo de outros ETs discutidos anteriormente, esta superioridade para os tratamentos CL 3 e LE 3 é atribuída ao enriquecimento com este elemento nas etapas iniciais do experimento.

Em relação aos limites de concentrações consideradas tóxicas no tecido vegetal, na faixa de 50 - 300 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias e Pendias, 2011), apenas o teor para o tratamento LE 3 no PVd seria interpretado como excessivo.

O Pb, assim como os demais ETs não essenciais, não tem funções nas plantas, por isso qualquer excesso deste tipo de elemento no solo pode ser prejudicial ao crescimento das plantas e, como sua absorção depende de vários fatores, como teor de MOS e pH do solo e tolerância genética da planta, a adição via resíduos pode limitar o crescimento vegetal (Matos, 2014)

Para o elemento As houve uma grande variabilidade de resultados, não evidenciando de forma clara o real efeito das adições de resíduos, visto que não houve diferença significativa entre as doses para cada tipo de resíduo, em ambos os solos. No solo PVd, os maiores teores foram determinados nos tratamentos CL 1, CL 3, LE 1 e LE 3 e no solo LVd, nos tratamentos ADM e LE 2, se diferenciando dos tratamentos com CL e da testemunha. Conforme consta do Apêndice 10, as quantidades de As aportadas pelos resíduos foram relativamente baixas, principalmente pelo LE.

Seguindo-se os critérios de Kabata-Pendias e Pendias (2011) quanto aos limites de toxidez de As, a faixa varia de 5 - 20 mg kg⁻¹ e, portanto, em nenhum tratamento, em ambos os solos, ocorreram concentrações acima do limite inferior desta faixa.

Embora este aspecto não tenha sido objeto específico de estudo, os indícios de possível fitotoxidez por elementos-traço observados na discussão dos resultados obtidos apontam para a necessidade de se considerar também as quantidades aportadas destes elementos quando da definição de doses de resíduos orgânicos a aplicar em solos agrícolas. A definição de doses baseadas em aporte de uma alta dose de um macronutriente, como o N, por exemplo, e a consequente aplicação de altas doses de resíduos pode resultar em acúmulo no

solo de outros constituintes em teores excessivos, principalmente nos casos de aplicações sucessivas.

Isto pode ser observado nos tratamentos CL 3 e LE 3, com enriquecimento com metais (Cd, Cu, Ni, Pb e Zn), para os quais foram determinadas altas concentrações destes metais nas plantas de milho.

Assim, a partir dos resultados para as concentrações de nutrientes e outros elementos no tecido das plantas, corroborou-se de modo mais claro aspectos ocorridos durante a condução do cultivo, visto que somente a produção de matéria seca do milho não é suficiente para explicar os reais motivos pelo baixo crescimento verificado em alguns tratamentos. Deste modo, considerando-se a variedade e amplitude de elementos absorvidos (nutrientes e elementos-traço não essenciais) pelas plantas, fica evidente a importância do detalhamento e do aprofundamento deste tipo de estudo.

Tabela 20. Concentrações de elementos-traço na parte aérea de plantas de milho após a reaplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	Cu	Zn	Mn	Cd	Cr	Ni	Pb	As
..... mg kg ⁻¹								
PVd								
TES	202,2 b	404,9 b	903,7 a	0,3 c	11,8 c	18,7 ab	11,3 b	1,1 c
ADM	21,5 c	81,9 d	473,5 c	0,1 c	9,6 c	5,1 b	4,9 c	2,2 ab
CL1	41,8 c	152,3 d	409,2 cd	0,1 c	11,7 c	5,7 b	4,3 c	2,5 a
CL2	28,3 c	193,2 cd	236,0 e	0,1 c	19,0 a	10,2 ab	5,7 c	1,5 bc
CL3	52,9 c	273,3 c	222,6 e	1,9 b	14,7 b	10,4 ab	15,1 b	2,8 a
LE1	58,8 c	269,3 c	619,5 b	0,2 c	9,1 c	5,7 b	5,6 c	2,5 a
LE2	51,1 c	431,8 b	478,4 c	0,3 c	10,2 c	7,5 ab	4,9 c	2,8 a
LE3	456,7 a	675,9 a	370,5 d	5,3 a	11,8 c	20,5 a	136,3 a	1,3 c
LVd								
TES	23,2 c	163,7 b	763,2 a	0,2 c	7,7 e	9,4 b	3,8 c	1,9 c
ADM	48,6 b	179,1 b	296,7 de	0,1 c	9,9 d	7,2 b	4,6 c	2,9 a
CL1	19,8 c	173,2 b	366,3 c	0,1 c	13,9 ab	8,6 b	5,3 c	1,9 bc
CL2	19,5 c	158,4 b	344,6 cd	0,1 c	12,5 b	7,1 b	4,9 c	2,0 bc
CL3	58,6 b	319,4 b	266,8 e	0,8 b	12,2 bc	8,3 b	11,7 a	2,0 bc
LE1	43,0 b	178,3 b	382,3 bc	0,2 c	12,4 b	7,8 b	4,4 c	2,5 abc
LE2	57,5 b	275,0 b	359,5 cd	0,2 c	15,2 a	8,1 b	4,1 c	2,9 a
LE3	336,1 a	1553,9 a	436,5 b	2,4 a	10,4 cd	66,5 a	9,9 b	2,7 ab
[] ¹	20-100	100-400	400-1000	5-30	5-30	10-100	30-300	5-20

Médias seguidas da mesma letra, em cada solo, não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05%). ¹ Faixa de concentração excessiva ou tóxica (Kabata-Pendias e Pendias, 2011).

6.6 Conclusões

Os resultados obtidos permitem concluir que:

- I. As maiores doses de lodo de esgoto determinaram valores de produção de matéria seca similares aos da adubação mineral, em ambos os solos.
- II. As maiores doses de composto de lixo e lodo de esgoto, combinadas com o enriquecimento com elementos-traço, causaram a diminuição da produção de matéria seca e promovem concentrações de elementos-traço em níveis possivelmente fitotóxicos.
- III. O lodo de esgoto promove maior acúmulo de macronutrientes nas plantas e milho comparativamente ao composto de lixo.
- IV. Doses crescentes de lodo de esgoto e composto de lixo promovem o aumento da concentração de elementos-traço (micronutrientes e elementos não essenciais) nas plantas, principalmente para o LE.
- V. O uso de resíduos urbanos é uma alternativa ao uso de insumos químicos para a cultura do milho.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos de longo prazo são instrumentos valiosos para a melhor compreensão da dinâmica dos nutrientes e elementos-traço no solo ao longo do tempo. Além disso, fornecem subsídios para a pesquisa em outras áreas, pois possibilitam o melhor entendimento dos componentes do sistema solo-planta.

O uso de plantas de interesse agrícola como indicadoras é uma excelente ferramenta para explorar a dinâmica do aporte de resíduos orgânicos no solo e estabelecer padrões de absorção e acúmulo de nutrientes, pois apresentaram alta sensibilidade às diferentes doses dos resíduos de composto de lixo e lodo de esgoto, tanto em curto prazo quanto ao longo do tempo.

Alguns atributos químicos do solo, como, conteúdo de carbono e CTC, têm grande importância, pois permitem subsidiar as interpretações para os estoques e disponibilidade dos nutrientes do solo.

Os resíduos urbanos utilizados nesse estudo apresentam padrões bem diferenciados ao longo do tempo, evidenciando um comportamento de liberação mais rápida de nutrientes e de mineralização dos compostos orgânicos para o lodo de esgoto, logo após a sua aplicação; em contrapartida, o composto de lixo apresenta menor capacidade de pronta liberação de nutrientes após as aplicações no solo, contudo apresenta maior capacidade de liberação de nutrientes ao longo dos anos.

O uso de resíduos urbanos na agricultura é uma realidade e, para que se tenha maior proveito dos seus benefícios a curto e longo prazo, é necessário que existam e se mantenham ativos estudos de longo prazo, especialmente em condições de campo, pois o contínuo monitoramento permite uma melhor compreensão da dinâmica destes no solo e de seus possíveis efeitos fitotóxicos às plantas, visto que os mesmos também são fontes de contaminantes orgânicos e inorgânicos, como os elementos-traço.

Como sugestões de próximos passos para este estudo podem ser citadas a determinação dos estoques de nutrientes e elementos-traço nas camadas mais profundas das colunas de solo, para entendimento da dinâmica da sorção e de deslocamento dos elementos ao longo do tempo; a determinação do balanço de entradas e saídas do sistema; a caracterização de formas químicas preferenciais de movimentação dos ETs nas colunas de solos; o uso de técnicas analíticas (avaliações de plantas) que permitam entender com maior clareza os possíveis efeitos de fitotoxicidade observados no presente estudo.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A.F.; ALVAREZ, V.F.C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto lixo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 645-657, 2000.

ABREU JÚNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação por bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 4, p. 813-824, 2001.

ABREU, C.H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 3, p. 769-780, 2002.

ALBUQUERQUE, H.C. et al. Yield and nutrition of sunflower fertilized with sewage sludge. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 6, p. 553-559, 2015.

ALLOWAY, B.J.; AYERS, D.C. **Chemical principles of environmental pollution**. 2. ed. London: Chaoman e Hall, 1996. 395 p.

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos 2013**. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/>. Acesso em 03/03/2015.

Barbosa, G. M. C.; Tavares Filho, J.; Brito, O. R.; Fonseca, I. C. B. Efeito residual do lodo de esgoto na produtividade do milho safrinha. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 31, p. 601-605, 2007

BARRETO, A.C.; FREIRE, M.B.G.S.; NACIF, P.G.S.; ARAÚJO, Q.R.; FREIRE, F.J.; INÁCIO, E.S.B. Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1471-1478, 2008.

BATAGLIA, O.C. Ferro. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.D., eds. **Micronutrientes na agricultura**. Piracicaba, Potafos-CNPq, 1991. p.159-172.

BAYER, C. et al. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 238, n. 1, p. 133-140, 2002.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. 2006. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/download/LivroLodoEsgoto.pdf> Acesso em: 26/02/2015

BERTON, R.S.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 13, p. 187-192, 1989.

BERTONCINI, E.I. et al. Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian oxisols and their humic acids. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 11, p. 4972-4979, 2008.

BEZERRA, P. S. S. et al. Complexação de íons de metais por matéria orgânica dissolvida: modelagem e aplicação em sistemas reais. **Acta Amazonica**, Amazonas, v. 39 n. 3, p. 639-648, 2009.

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

BOEIRA, R.C. **Lodos de esgoto como fertilizante em culturas anuais: acidez do solo. Disponível em:** http://ambientes.ambientesbrasil.com.br/agropecuaria/artigo_agropecuario/lodo_de_esgoto_como_fertilizante_em_culturas_anuais:_acidez_do_solo.html. Acesso em: 14/04/2016.

BONINI, C.S.B.; ALVES, M.C.; MONTANARI, R. Lodo de esgoto e adubação mineral na recuperação de atributos químicos de solo degradado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 4, p. 388-393, 2015.

BRASIL. Ministério da Agricultura. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul**. Recife, 1973. 431p. (Boletim Técnico, 30).

BREMER, J.M.; MULVANEY, C.S. Total nitrogen. In: PAGE, A.L. (ed.) **Methods of soil analysis**. Part 2. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p.595-624.

BRITO, O.A.; VENDRAME, P.R.S.; BRITO, R.M. Alterações das propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distroférico submetido a tratamentos com resíduos orgânicos. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 26, n. 1, p. 33-40, 2005.

CANTARELLA, H.; RAIJ, B. van; CAMARGO, C.E.O. Cereais. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Eds.) **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1996. p.45-47

CASTOLDI, G. et al. Sistemas de cultivo e uso de diferentes adubos na produção de silagem e grãos de milho. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 33, n. 1, p. 139-146, 2011.

CERETTA, C. A. et al. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 139, n. 4, p. 689-699, 2010.

CHANG, A. C. et al. Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, n. 1, p. 87-91, 1984.

CONCEIÇÃO, P.C.; BAYER, C.; DIECKOW, J.; SANTOS, D.C. Fracionamento físico da matéria orgânica e índice de manejo de carbono de um Argissolo

submetido a sistemas conservacionistas de manejo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 44, n. 5, p. 794-800, 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Brasília, 2006. 32p.

CORNU, J. Y. et al. Copper concentration in plants and in the rhizosphere as influenced by the iron status of tomato (*Lycopersicon esculentum* L.). **Plant and Soil**, The Hague, v. 292, n. 1-2, p. 63-77, 2007.

CUNNINGHAM, J.D.; RYAN, J.; KEENEY, D.R. Phytotoxicity in and metal uptake from soil treated with metal-amended sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 4, p. 455-460, 1975.

DEFELIPO, B.V.; NOGUEIRA, A.V.; LOURES, E.G.; ALVAREZ, Z.V.H. Eficiência agrônômica do lodo de esgoto proveniente de uma siderúrgica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 15, p. 389-393, 1991.

DE NOBILE, F.O.; GALBIATTI, J.A.; MURASHI, R.I. Fertilizantes orgânicos e resíduo de bauxita na disponibilidade de nutrientes e nutrição da cana-de-açúcar irrigada com água potável e residuária. **Comunicata Scientiae**, Piauí, v. 3, n. 2, p. 115-122, 2012.

DE NOBILE, F.O.; NUNES, H.D.; NEVES, J.C. Doses de lodo de esgoto sobre desenvolvimento da grama bermuda (*Cynodon dactylon*). **Nucleus**, Ituverava, v. 11, n. 2, p. 271-281, 2014.

DICK, D.P.; GOMES, J.; ROSINHA, P.B. Caracterização de substâncias húmicas extraídas de solos e de lodo orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 4, p. 603-611, 1998.

DIEKOW, J. et al. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilisation. **Plant and Soil**, The Hague, v. 268, p. 319-328, 2005.

ESSINGTON, M.E. **Soil and water chemistry: an integrative approach**. Boca Raton: CRC Press, 2004. p.255-308.

FRAGA, V.S. **Mudanças na matéria orgânica (C, N e P) de solos sob agricultura de subsistência**. 2002. 76f. Tese (Doutorado) Recife, Universidade Federal de Pernambuco, 2002.

GALDOS, M.V.; DE 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, p. 569-577, 2004.

GIUSQUIANI, P.L.; PAGLIAI, M.; GIGLIOTTI, G.; BUSINELLI, D.; BENETTI, A. Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 24, n. 1, p.175-182, 1995.

GUARESCHI, R. F. et al. Adubação com cama de frango e esterco bovino na produtividade de feijão azuki (*Vigna angularis*). **Revista Agrarian**, Dourados, v. 6, n. 19, p. 2935, 2013.

GUILHERME, L.R.G.; MARCHI, G. Elementos-traço: os metais pesados no solo. **DBO Agrotecnologia**, São Paulo, v. 2, n. 5, p. 20-21, 2005.

HOYT, P.B.; TURNER, R.C. Effects of organic materials added to very acid soil on pH, aluminum, exchangeable NH_4^+ and crop yields. **Soil Science**, Baltimore, v. 119, p. 227-237, 1975.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008**. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf. Acesso em: 04/03/2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Atlas do Censo Demográfico de 2010**. Disponível em: <http://censo2010.ibge.gov.br/noticias-censo?busca=1&id=1&idnoticia=2417&view=noticia>. Acesso em: 03/03/2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Projeção da população do Brasil e das unidades da federação**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>. Acesso em: 06/02/2015.

JUNIO, G.R.Z. et al. Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 7, p. 706-712, 2013.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1992. 315p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 2011. 535p.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo, Agronômica Ceres, 1985. 492p.

KRAY, C.H. **Resposta das plantas e modificações das propriedades do solo pela aplicação de resíduos urbanos**. 2005. 161f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

KRAY, C. H. et al. Avaliação da aplicação de composto de lixo urbano e lodo de esgoto em dois solos diferentes. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, Porto Alegre, v. 17, n. 2, p. 119-125, 2011.

KROB, A.D. et al. Propriedades químicas de um Argissolo tratado sucessivamente com composto de lixo urbano. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 3, p. 433-439, 2011.

LEFROY, R.D.B.; BLAIR, G.J.; STRONG, W.M. Changes in soil organic matter with cropping as measured by organic carbon fractions and ^{13}C natural isotope abundance. **Plant and Soil**, The Hague, v. 155, n. 1, p. 399-402, 1993.

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

LI, Z. et al. Experimental and modeling approaches for food waste composting: a review. **Chemosphere**, Netherlands, v. 93, n. 7, p. 1247-1257, 2013.

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

- LOBO, T.F.; GRASSI FILHO, H.; COELHO, H.A. Efeito da adubação nitrogenada na produtividade do girassol. **Científica**, Jaboticabal, v. 40, n. 1, p. 59-68, 2012b.
- LOGAN, T.J.; LINDSAY, B.J.; GOINS, L.E.; RYAN, J.A. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops; sludge rate response. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, n. 2, p. 534-550, 1997.
- LOGINOW, W. et al. Fractionation of organic carbon based on susceptibility to oxidation. **Polish Journal of Soil Science**, Polônia, v. 20, n. 1, p. 47-52, 1987.
- MALTA, T. S. **Aplicação de lodos de estações de tratamento de esgotos na agricultura: estudo do caso do município de Rio das Ostras, RJ**. 2001. 68f. Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2001.
- MANTOVANI, J.R. et al. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 817-824, 2005.
- MATTIAZZO, M.E. Premissas básicas no estudo da possibilidade de uso agrícola de resíduos. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO – SOLO SUELO, 13., 1996, Águas de Lindóia – SP. **Anais...** Campinas: [s.n.], 1996. (Cd-rom).
- MATOS, A.T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa: Editora UFV, 2014. 241 p.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SILVA, F.C.; BOARETTO, A.E. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Anais....** Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. (Cd-rom)
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; MELO, V.P.O. Uso agrícola do biossólido e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M.T. et al. (Eds.) **Biossólido na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p.289-363.
- MORAES, M.T.; SILVA, V.R.; ARNUTI, F. Resíduos líquidos de efluentes de agroindústria de carnes na produtividade de girassol. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 8, n. 14, p. 843-853, 2012.
- MORETTI, S.M.L.; BERTONCINI, E.I.; ABREU JUNIOR, C.H. Decomposition of sewage sludge and sewage sludge compost in a Hapludox soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 6, p. 1796-1805, 2015.
- NAKAGAWA, J.; ROSOLEM, C.A. Teores de nutrientes na folha e nos grãos de aveia-preta em função da adubação com fósforo e potássio. **Bragantia**, Campinas, v. 64, n. 3, p. 441-445, 2005.
- NASCIMENTO, A.L. et al. Crescimento e produtividade de semente de mamona tratada com lodo de esgoto. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, n. 4, p. 145-151, 2011.
- NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; ZUBA JUNIO, G. R.; CARNEIRO, J. P.; FERNANDES, L. A.; RORRIGUES, M. N. Teores de metais pesados no solo e em girassol adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v.18, p.294-300, 2014.

OLIVEIRA, F.C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto**. Piracicaba: ESALQ, 1995. 185 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1995.

OLIVEIRA, F.C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. Piracicaba: ESALQ, 2000. 247f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2000.

OLIVEIRA JUNIOR, J.A.; MALAVOLTA, E.; CABRAL, C.P. Efeitos do manganês sobre a soja cultivada em solo de cerrado do Triângulo Mineiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 1629-1636, 2000.

OLIVEIRA, F.C. et al. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 4, p. 529-538, 2002.

OLIVEIRA, K. W.; MELO, W. J.; PEREIRA, G. T.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Heavy metals in oxisols amended with biosolids and cropped with maize in a long-term experiment. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.62, p.381-388, 2005.

PARKER, C.F.; SOMMERS, L.E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 12, n. 1, p. 150-156, 1983.

PIRES, A.M.M.; MATTIAZZO, M.E. **Avaliação da viabilidade do uso de resíduos na agricultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio ambiente, 2008. 9p. (Circular Técnica 19)

PITOMBO, L. M. **Estoques de carbono e nitrogênio e fluxos de gases do efeito estufa em solo com diferentes históricos de aplicação de lodo de esgoto**. 2011. 61p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônomo, Campinas, 2011.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA). **(GEO 5): resumo para formuladores de política**. Disponível em: http://www.pnuma.org.br/admin/publicacoes/texto/GEO5_RESUMO_FORMULADORAS_POLITICAS.pdf. Acesso em: 05/02/2015.

QUINTANA, N.R.G.; CARMO, M.S.; MELO, W.J. Lodo de esgoto como fertilizante: produtividade agrícola e rentabilidade econômica. **Nucleus**, Ituverava, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2011.

RIBEIRINHO, V.S. et al. Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol, em função da aplicação de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 42, n. 2, p. 166-173, 2012.

RODELLA, A.A. **Métodos de avaliação de materiais orgânicos e efeitos de sua incorporação ao solo sobre a mobilização de macronutrientes**. Piracicaba: ESALQ, 1996. 148. Tese (Livre-Docência) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1996.

ROSCOE, R.; MACHADO, P.L.O.A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2002. 86p.

SAMPAIO, T.F. et al. Lodo de esgoto na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 1637-1645, 2012.

SANTOS, D.S.; ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Degradação da fração orgânica de lodos de esgoto após aplicação no solo In: FERTBIO 2002, Rio de Janeiro, 2002. **Resumos**. Rio de Janeiro: SBSCS/SBM/ UFFRJ, 2002. Cd-rom.

SARTOR, L.R. et al. Effect of swine residue rates on corn, common bean, soybean and wheat yield. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 2, p. 661-669, 2012.

SBSCS/CQFS. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre: Núcleo Regional Sul-SBSCS, 2004. 400p.

SBSCS/NRS. **Recomendações de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 3 ed. Passo Fundo: Núcleo Regional Sul-SBSCS, 1995. 224p.

SCOLMEISTER, D. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul**. 1999. 78f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

SILVA, C.A.; RANGEL, O.J.P.; DYNIA, J.F.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C.V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 30, p. 353-364, 2006.

SILVA, H.P. et al. Qualidade física de sementes de girassol produzido sob doses de lodo de esgoto. **Revista Verde**, Mossoró, v. 5, n. 1, p. 1-6, 2010.

SOARES, E.M.B. et al. Frações da matéria orgânica de Latossolo sob influência de doses de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 9, p. 1231-1240, 2008.

SOUZA, L.H. et al. Efeito do pH do solo rizosférico e não rizosférico de plantas de soja inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* na absorção de boro, cobre, ferro, manganês e zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 1641-1652, 2010.

SOUZA, R.A.S. **Metais Pesados e hidrocarbonetos policíclicos em solos após dois anos da aplicação de composto de lixo e lodo de esgoto**. 172f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SOUZA, R.A.S.; BISSANI, C.A.; TEDESCO, M.J.; FONTOURA, R.C. Extração sequencial de zinco e cobre em solos tratados com lodo de esgoto e composto de lixo. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, p. 308-314, 2012.

SOUZA, R.A.S.; FONTOURA, R.C.; BISSANI, C.A.; TEDESCO, M.J. Produção de matéria seca e absorção de nutrientes e metais pesados em plantas de milho após reaplicação de resíduos urbanos em solos. In: FERTBIO 2008, Londrina, 2008. **Anais....** Desafios para o uso do solo com eficiência e qualidade ambiental. Londrina: SBSCS/EMBRAPA/IAPAR, 2008. v. 1. p. 1-4.

SOUZA, W.J.O. **Fósforo em solo tratado com biossólido e cultivado com milho**. Tese (Doutorado) – Doutorado em Agronomia, Produção Vegetal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2004.

STRECK, E.V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2 ed. Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR/UFRGS, 2008. 170p.

STROJAKI, T.V. et al. Atributos químicos do solo e produtividade de girassol e milho em função da aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Tropical (Agricultural Research in the Tropics)**, Goiânia, v. 43, n. 3, p. 278-285, 2013.

TEDESCO, M.J. et al. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Departamento de Solos-UFRGS, 1995. 174p.

TERRY, R.E.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Decomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.8, p.342-347, 1979.

TIESSEN, H.; MOIR, J.O. Total and organic carbon. In: CARTER, M.R. (Ed) **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, 1993. p.187-199.

TRANNIN, I.C.B.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Avaliação agronômica de um biossólido industrial para a cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 3, p. 261-269, 2005.

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos. In: TSUTIYA, M. T. et al. (Eds) **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p.133-180.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Test methods for evaluating solid wastes**. Washington, DC, 1986.

WOLFF W. M.; FLOSS E. L. Correlação entre os teores de nitrogênio e clorofila na folha com o rendimento de grãos de aveia branca. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 6, p. 1510-1515, set, 2008.

XIN, T.H.; TRAINA, S.J.; LOGAN, T.J. Chemical properties of municipal solid waste compost. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 21, n. 3, p. 318-329, 1992.

YADA, M.M. et al. Chemical and biochemical properties of oxisols after sewage sludge application for 16 years. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 1303-1310, 2015.

ZUBA JUNIOR, G. R. et al. Metais pesados em milho fertilizado com fosfato natural e composto de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, p. 1082-1088, 2011.

9 APÊNDICES

Apêndice 1. Tratamentos e doses de materiais orgânicos e fertilizantes adicionados em 2002

Tratamento	1ª etapa					2ª etapa			
	Resíduo ⁽¹⁾	Calcário	N (uréia)	P ₂ O ₅ (SFT)	K ₂ O (KCL)	Resíduo	N (uréia)	P ₂ O ₅ (SFT)	K ₂ O (KCL)
Mg ha ⁻¹kg ha ⁻¹Mg ha ⁻¹kg ha ⁻¹	
Solo PVd									
TES	---	---	---	---	---	---	---	---	---
ADM	---	2,3	160	130	100	---	80	100	120
CL1	23,7	1,73	---	42	---	11,85	---	100	---
CL2	35,56	1	---	---	---	17,77	---	100	---
CL3	71,1	---	---	---	---	35,55	---	---	---
LE1	9,28	2,88	---	75	52	4,64	---	100	60
LE2	13,92	2,73	---	50	26	6,96	---	100	30
LE3	27,83	2,25	---	---	---	13,92	---	---	---
Solo LVd									
TES	---	---	---	---	---	---	---	---	---
ADM	---	2,3	160	130	100	---	80	100	120
CL1	23,7	1,73	---	42	---	11,85	---	100	---
CL2	35,56	1	---	---	---	17,77	---	100	---
CL3	71,1	---	---	---	---	35,55	---	---	---
LE1	9,28	2,88	---	75	52	4,64	---	100	60
LE2	13,92	2,73	---	50	26	6,96	---	100	30
LE3	27,83	2,25	---	---	---	13,92	---	---	---

Fonte: Kray (2005); Souza (2009). (1) Base seca

Apêndice 2. Tratamentos e doses de materiais orgânicos e fertilizantes adicionados em 2003

Tratamento	3ª etapa				4ª etapa			
	Resíduo ⁽¹⁾	N (uréia)	P ₂ O ₅ (SFT)	K ₂ O (KCL)	Resíduo	N (uréia)	P ₂ O ₅ (SFT)	K ₂ O (KCL)
Mg ha ⁻¹kg ha ⁻¹Mg ha ⁻¹kg ha ⁻¹		
Solo PVd								
TES	---	---	---	---	---	---	---	---
ADM	---	160	80	100	---	80	100	120
CL1	28,44	---	80	---	14,22	---	100	---
CL2	42,64	---	80	---	21,32	---	100	---
CL3	85,3	---	80	---	42,64	---	---	---
LE1	11,6	---	80	52	5,8	---	100	60
LE2	17,4	---	80	26	8,7	---	100	30
LE3	34,78	---	80	---	17,39	---	---	---
Solo LVd								
TES	---	---	---	---	---	---	---	---
ADM	---	160	80	100	---	80	100	120
CL1	28,44	---	80	---	14,22	---	100	---
CL2	42,64	---	80	---	21,32	---	100	---
CL3	85,3	---	80	---	42,64	---	---	---
LE1	11,6	---	80	52	5,8	---	100	60
LE2	17,4	---	80	26	8,7	---	100	30
LE3	34,78	---	80	---	17,39	---	---	---

Fonte: Kray (2005); Souza (2009). ⁽¹⁾ Base seca

Apêndice 3. Quantidades totais de elementos-traços adicionados em ambos os solos via resíduos e sais solúveis após as cinco primeiras etapas do experimento

Tratamento	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd
kg ha ⁻¹				
TES	---	---	---	---	---
ADM	ND	ND	ND	ND	ND
CL1	12,4	28,6	3,4	5,5	<0,2
CL2	22,2	50,1	5,9	9,7	<0,2
CL3	307,1	624,2	78,0	1012,4	5
LE1	45,5	30,6	1,0	3,6	<0,2
LE2	68,6	46,8	1,6	5,4	<0,2
LE3	286,8	577,9	72,4	1003,3	5

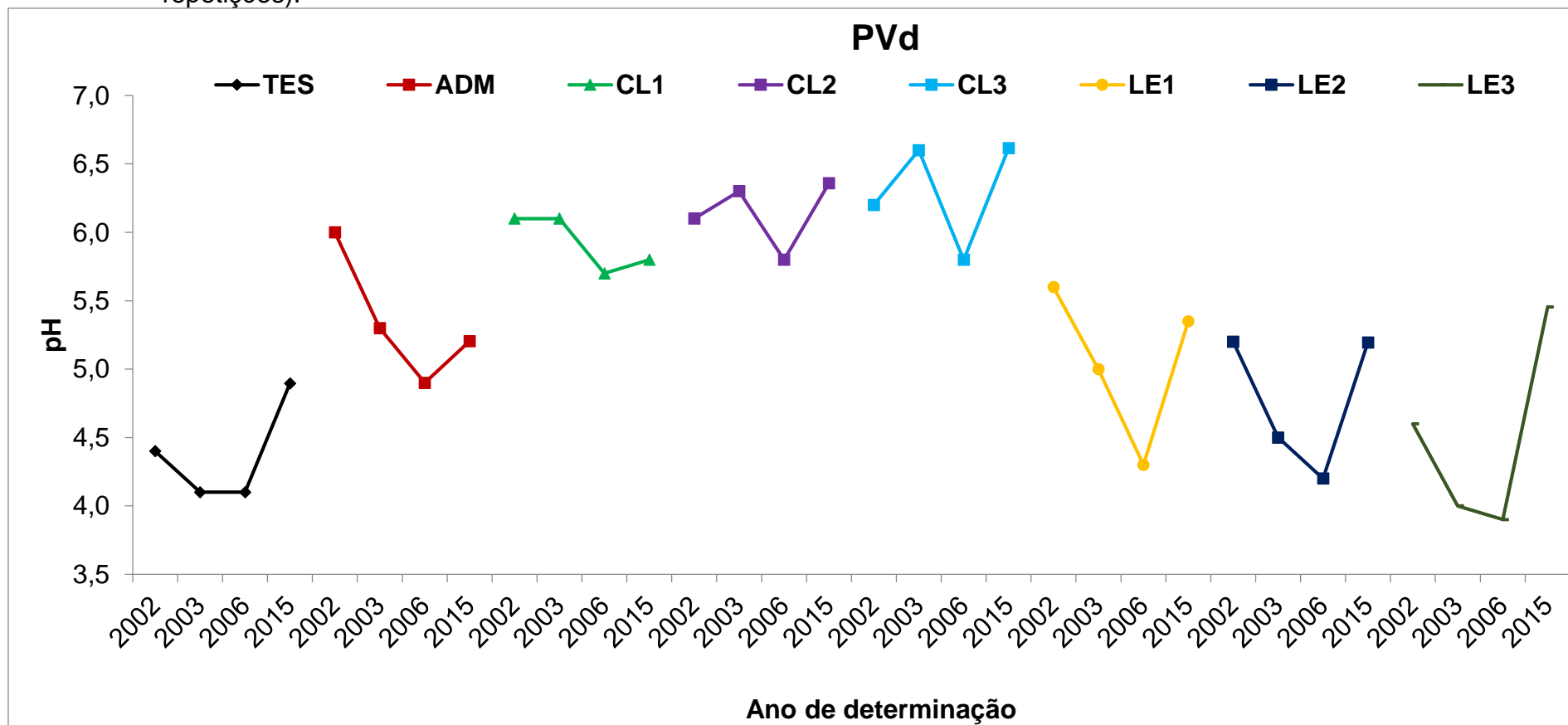
Fonte: Kray (2005); Souza (2009).

Apêndice 4. Tratamentos e doses de materiais orgânicos e fertilizantes adicionados em 2015

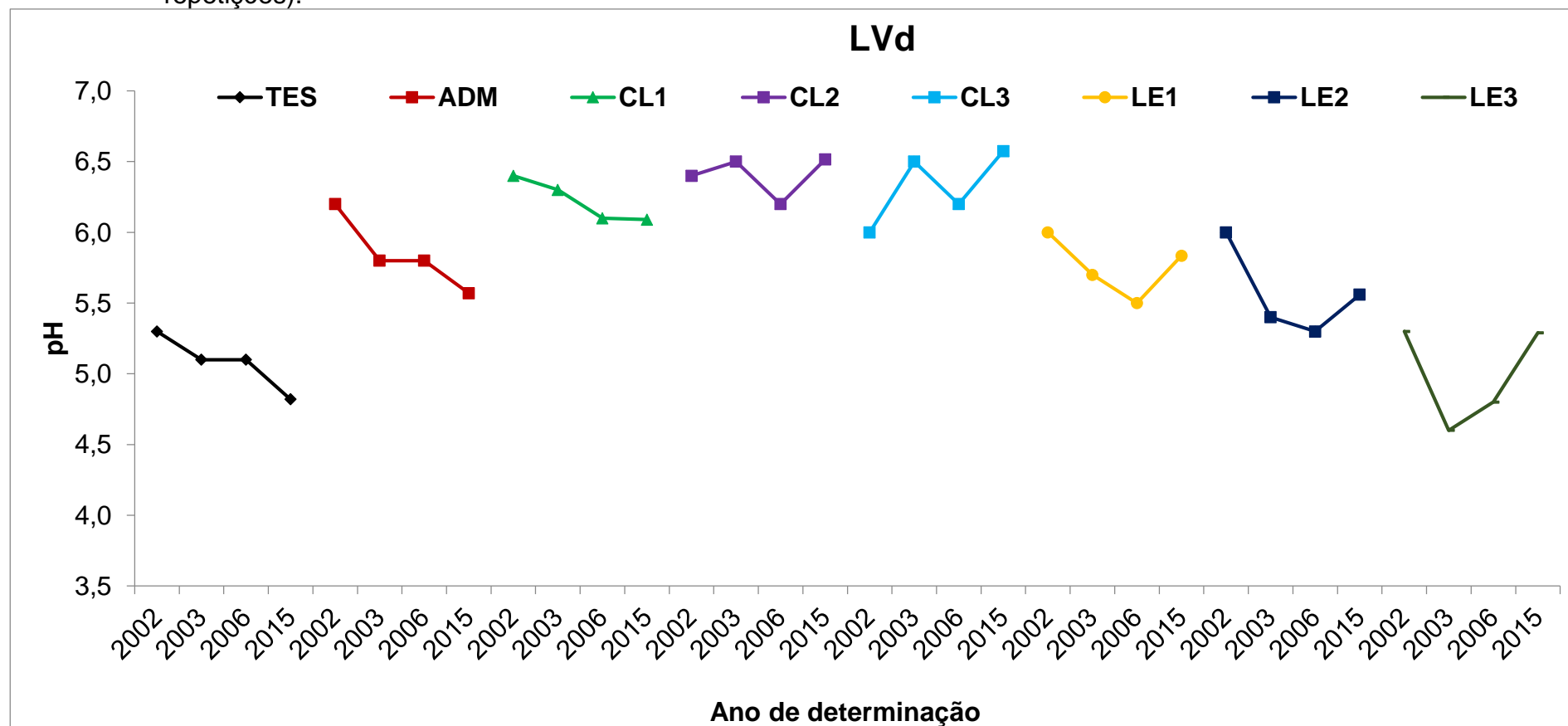
Tratamento	6º Etapa				
	Resíduo ⁽¹⁾	Calcário	N (uréia)	P ₂ O ₅ (SFT)	K ₂ O (KCl)
Mg ha ⁻¹			kg ha ⁻¹	
Solo PVd					
TES	---	---	---	---	---
ADM	---	0,5	318,2	135	170
CL1	24,14	...	---	---	93,4
CL2	48,28	...	---	---	53,4
CL3	48,28	...	---	---	53,4
LE1	1,35	0,5	---	---	93,4
LE2	2,7	0,8	---	---	93,4
LE3	2,7	0,5	---	---	93,4
Solo LVd					
TES	---	...	---	---	---
ADM	---	1,8	318,2	135	120
CL1	24,14	0,5	---	---	93,4
CL2	48,28	0,3	---	---	93,4
CL3	48,28	0,3	---	---	53,4
LE1	1,35	1,4	---	---	93,4
LE2	2,7	1,8	---	---	93,4
LE3	2,7	2,7	---	---	53,4

⁽¹⁾ Base seca

Apêndice 5: Evolução dos valores de pH na camada superficial do solo (0-20 cm) ao longo do tempo até o ano de 2015, após cinco aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) durante o período de 2002 a 2006 no solo PVd (médias de três repetições).



Apêndice 6: Evolução dos valores de pH na camada superficial do solo (0-20 cm) ao longo do tempo até o ano de 2015, após cinco aplicações de composto de lixo e lodo de esgoto durante o período de 2002 a 2006 no solo LVd (médias de três repetições).



Apêndice 7. Outros atributos químicos do solo na camada superficial do solo (0-20 cm) nove anos após as aplicações de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	pH	pH SMP	P mg dm ⁻³ g kg ⁻¹		
				Cu disponível	Zn disponível	C	N	C/N
PVd								
TES	4,9 d	6,2 d	2,7 c	2,0 b	2,1 d	3,9 d	0,4 a	8,8
ADM	5,2 cd	6,7 c	25,4 b	1,5 b	1,6 d	4,4 cd	0,5 d	8,9
CL1	5,8 ab	6,9 ab	68,3 b	4,2 b	8,2 cd	6,7 bc	0,7 c	9,5
CL2	6,4 a	7,0 a	249,5 a	4,8 b	20,3 b	8,9 ab	1,0 b	8,9
CL3	6,6 a	7,1 a	280,8 a	34,4 ab	83,3 a	10,6 a	1,3 a	8,2
LE1	5,4 bc	6,7 bc	27,3 b	10 b	5,8 d	4,9 cd	0,6 cd	8,2
LE2	5,2 bc	6,4 c	26,4 b	10,8 b	6,1 d	5,2 cd	0,6 cd	8,4
LE3	5,5 bc	6,7 c	38,2 b	60,6 a	13,9 bc	6,7 bc	0,8 c	8,7
LVd								
TES	4,8 e	5,9 d	3,1 c	9,4 e	5,2 c	13,0 d	1,3 d	10,2
ADM	5,6 bcd	6,4 bc	9,9 c	7,2 e	5,3 c	13,7 cd	1,3 d	10,2
CL1	6,1 ab	6,6 ab	42,6 bc	7,2 e	18,5 c	18,0 bc	1,7 bc	10,3
CL2	6,5 a	7,0 a	92,4 ab	6,8 e	29,0 bc	21,1 ab	2,0 b	10,5
CL3	6,6 a	6,9 a	151,2 a	31,3 b	183,6 a	25,0 a	2,7 a	9,3
LE1	5,8 bc	6,4 bc	10,1 c	15,5 d	12,4 c	15,1 cd	1,7 c	8,9
LE2	5,6 cd	6,1 c	9,3 c	19,8 c	19,6 c	16,1 cd	1,6 c	10,1
LE3	5,3 de	6,1 cd	11,0 c	77,2 a	99,4 b	18,5 bc	1,8 c	6,2

Médias seguidas da mesma letra, em cada solo, não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

Apêndice 8. Teores de nutrientes na parte aérea das plantas de aveia nove anos após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg
..... % m m ⁻¹					
PVd					
TES	1,99	0,18	2,71	0,32	0,25
ADM	1,80	0,28	2,92	0,63	0,34
CL 1	1,74	0,54	2,38	0,63	0,35
CL 2	6,41	0,57	2,95	0,61	0,32
CL 3	1,59	0,54	3,20	0,78	0,34
LE 1	1,81	0,36	1,57	0,64	0,34
LE2	1,69	0,38	2,17	0,70	0,40
LE 3	1,45	0,50	3,04	0,78	0,34
LVd					
TES	1,75	0,11	2,13	0,46	0,28
ADM	1,63	0,27	2,01	0,43	0,28
CL 1	1,51	0,35	2,13	0,47	0,31
CL 2	1,71	0,35	2,29	0,48	0,32
CL 3	1,37	0,40	2,17	0,54	0,29
LE 1	1,69	0,32	1,99	0,54	0,34
LE 2	1,60	0,23	1,26	0,50	0,33
LE 3	1,42	0,22	1,48	0,58	0,27

nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Apêndice 9. Teores de nutrientes na parte aérea das plantas de milho após a aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) nos solos PVd e LVd (médias de três repetições)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg
.....% m m ⁻¹					
PVd					
TES	1,30	0,26	1,47	0,68	0,37
ADM	1,19	0,14	0,79	0,71	0,31
CL 1	0,98	0,47	1,85	0,68	0,34
CL 2	0,87	0,35	1,98	0,69	0,28
CL 3	0,93	0,40	1,65	0,71	0,35
LE 1	1,05	0,19	0,57	0,78	0,47
LE 2	1,31	0,25	0,31	0,85	0,55
LE 3	1,30	0,25	0,66	0,72	0,46
.....					
LVd					
TES	1,20	0,19	1,17	0,77	0,51
ADM	1,21	0,16	0,95	0,61	0,57
CL 1	0,97	0,31	1,65	0,68	0,42
CL 2	0,95	0,31	1,65	0,62	0,38
CL 3	0,92	0,34	1,69	0,65	0,41
LE 1	0,97	0,19	0,55	0,67	0,59
LE 2	1,55	0,29	0,35	0,75	0,90
LE 3	1,84	0,25	0,59	0,85	0,76

Apêndice 10. Doses de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) aplicadas e respectivas quantidades de elementos adicionados aos solos PVd e LVd em 2015

Componente	CL 1	CL 2	LE 1	LE 2
Dose in natura, t ha ⁻¹	29,62	59,24	8,44	16,88
Dose base seca, t ha ⁻¹	24,14	48,28	1,35	2,70
C orgânico, kg ha ⁻¹	917	1835	440	880
N, kg ha ⁻¹	70	140	69,8	139,6
P ₂ O ₅ , kg ha ⁻¹	55,3	110,3	25,4	50,8
K ₂ O, kg ha ⁻¹	43,4	86,8	3,7	7,5
Ca, kg ha ⁻¹	132,8	265,6	11,2	22,4
Mg, kg ha ⁻¹	70,0	140,0	4,9	9,7
S, kg ha ⁻¹	31,4	62,8	11,5	23,0
Cu, kg ha ⁻¹	0,65	1,30	0,49	0,98
Zn, kg ha ⁻¹	4,98	9,96	1,04	2,09
Fe, kg ha ⁻¹	374	748	22,8	45,6
Mn, kg ha ⁻¹	7,2	14,4	0,43	0,87
Na, kg ha ⁻¹	4,8	9,6	13,6	27,2
Cr, kg ha ⁻¹	0,60	1,20	0,041	0,083
Cd, g ha ⁻¹	9,65	19,30	2,16	4,32
Ni, kg ha ⁻¹	0,28	0,56	0,024	0,049
Pb, kg ha ⁻¹	0,50	1,00	0,095	0,19
Mo, g ha ⁻¹	4,83	9,66	6,89	13,77
As, g ha ⁻¹	31,46	62,92	0,14	0,27
Al, kg ha ⁻¹	478	956	31,3	62,6