

LEONARDO BATISTA SANGUINETTI FERREIRA

**ALTERAÇÕES AOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E MOBILIDADE DE ÍONS EM
COLUNAS DE SOLO TRATADOS COM LODO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2010

LEONARDO BATISTA SANGUINETTI FERREIRA

**ALTERAÇÕES AOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E MOBILIDADE DE ÍONS EM
COLUNAS DE SOLO TRATADOS COM LODO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 12 de agosto de 2010.

Prof. Ivo Jucksch

Prof^a. Emanuelle Mercês Barros Soares

Prof. Edson Marcio Mattiello

Dr. Juscimar da Silva

Prof. Genelício Crusoé Rocha
(Orientador)

A Deus pela saúde e coragem.
A Ricardo Artur e Maria Sônia.
A Cecília, Raphael e Dark.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao meu pai todo poderoso, meu Santo Expedito, minha nossa senhora e a todas as forças do bem que sempre conspiram ao meu favor.

A toda minha família que compreendeu esses dois anos de ausência e pelo apoio irrestrito na minha formação. Em especial ao meu pai, que para mim é o espelho do profissional que pretendo ser

A Priscila Ramos Maciel pelo apoio e incentivo em toda minha formação.

A Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Solos por permitir a realização deste curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo.

Ao professor Genelício Crusoé Rocha não só pela orientação mais pela amizade e simplicidade com a qual nos relacionamos.

Ao professor Hugo Alberto Ruiz que contribuiu enormemente em todas as fases deste trabalho, sendo para mim exemplo de professor e pesquisador.

A professora Maria Betânia Galvão dos Santos Freire a qual devo o início da minha formação em ciência do solo e que mesmo a distância sempre esteve disposta a contribuir.

Ao professor Márcio Mattiello pelo imenso apoio na reta final do trabalho.

Aos demais professores do Departamento de solos.

Aos amigos da república que se tornaram parte de minha família (Márcio, Victor, Bruno, Luiz Francisco, Klebersson, Guilherme, Jailson, Diogo, Caio e Jefersson).

Aos amigos Luiz Guilherme, José Wagner, Alisson, Ênio, Jandeilson, Jailson, Jaime, Patrícia, Carolina, Gislane, Nicinha e Sandra que levo com muito carinho.

A Ingrid Kely por tudo que fez por mim e que muito me ensinou, pelo apoio e companheirismo ao longo de todo o trabalho.

Ao grupo do futebol de solos.

Aos laboratoristas Bené, Cláudio, Fabinho, Lula, Brás e Carlinhos.

A todos que direta ou indiretamente, contribuíram para realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

LEONARDO BATISTA SANGUINETTI FERREIRA, filho de Ricardo Artur Sanguinetti Ferreira e Maria Sônia Batista Sanguinetti Ferreira, nasceu em 29 de setembro de 1983, na cidade de Fortaleza, Ceará. Com dois anos mudou-se para a cidade de João Pessoa, Paraíba onde viveu até os sete anos, mudando-se em seguida para acompanhar o doutoramento de seu pai na cidade de Nancy na França. Aos onze anos voltou para o Brasil na cidade de Recife, Pernambuco onde reside até o momento.

Em 2003, iniciou sua graduação em agronomia na Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife- PE, graduando-se em 2008.

Em agosto de 2008, iniciou o programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, em nível de mestrado, na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de dissertação em agosto de 2010.

CONTEÚDO

RESUMO	vii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto	4
2.2. Composição do lodo de esgoto	4
2.3 Higienização do lodo de esgoto	5
2.4 Aspectos químicos de solos tratados com lodo de esgoto	6
2.4.1. Metais pesados	6
2.4.2. Lixiviação de nitrato	7
2.4.3 Lodo de esgoto como fonte de nutrientes	8
3. MATERIAL E MÉTODOS	9
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	16
5. CONCLUSÕES	39
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
7. APÊNDICE	50

RESUMO

FERREIRA, Leonardo Batista Sanguinetti, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2010. **Alterações aos atributos químicos e mobilidade de íons em colunas de solo tratados com lodo de esgoto doméstico.** Orientador: Genelício Crusoé Rocha. Co-orientadores: Hugo Alberto Ruiz; Maria Betânia Galvão dos Santos Freire e Reinaldo Bertola Cantarutti.

A gestão de resíduos, em especial ao lodo de esgoto é de extrema importância com vistas ao desenvolvimento sustentável. Contudo o estudo da dinâmica dos íons presentes no lodo de esgoto ao longo do perfil do solo é de grande relevância para nos fornecer parâmetros úteis que nos permitam estabelecer a relação entre dose e impacto ambiental. Neste ensaio, objetivou-se determinar alterações químicas no solo e nos lixiviados, após aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto submetidas a cinco lixiviações com água deionizada. Os tratamentos corresponderam a um fatorial (2 x 6), sendo dois solos, um Latossolo textura muito argilosa da região de Viçosa- MG, e um Cambissolo textura franco arenosa da região de Ouro Branco- MG, e seis doses de lodo de esgoto incluindo uma testemunha. A menor dose foi calculada com base no teor de nitrogênio presente no lodo de esgoto, conforme resolução Nº 375 do CONAMA. As unidades experimentais foram constituídas

de nove anéis confeccionados com tubos de PVC, com 6,6 cm de diâmetro interno, e 10 cm de altura, com exceção do anel inferior com 8 cm de altura. Foram realizadas cinco lixiviações com um volume de água deionizada equivalente a 1,5 vezes o volume de poros com intervalos de cinco dias cada. As doses de lodo de esgoto foram eficientes na correção do pH de ambos os solos e aumentaram os teores de K, Ca, Cu, Zn, Fe, Mn e Ni, sendo que a concentração dos metais com as maiores doses atingiram os níveis críticos, na qual o Mn em ambos os solos, e o NO_3^- no solo de textura franco arenosa foram os elementos que apresentaram maior problema de lixiviação superando os limites estabelecidos pelo CONAMA.

ABSTRACT

FERREIRA, Leonardo Batista Sanguinetti, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, august 2010. **Changes in chemical attributes and mobility of ions in soil columns treated domestic sewage sludge.** Adviser: Genelício Crusoé Rocha. Co-advisers: Hugo Alberto Ruiz; Maria Betânia Galvão dos Santos Freire and Reinaldo Bertola Cantarutti.

Waste management, especially the sewage sludge, is extremely important in association to environmental. However the study of the dynamics of ions in the sewage sludge along to the soil profile is very important to provide the parameters permitting to establish the relation between dosage and environmental impact. The propouse of this experiment is determinate the chemical changes in the soil and the leachate after application of increasing dosages of sewage sludge submitted to five leaching with deionized water. The treatments consisted to a fatorial (2 x 6), two were soils, a Oxisol with a clayey texture from Viçosa-MG and a Inceptsoil with a sandy texture from Ouro Branco-MG, and six dosages of sludge sewer including the control. The lower dosage was calculated based on quantity of nitrogen in sewage sludge, according to resolution Nº 375 CONAMA. The experimental unit consisted of nine rings made by PVC (o chloride polivinil) tubes with diameter of 6.6 cm and

10 cm height, with the exception of the lower ring that had 8 cm height. Were performed leaching tests with five volumes of deionized water equivalent to 1.5 times the pore volume at intervals of five days. Dosages of sewage sludge were efficient correcting the pH of both soils and increased the K, Ca, Cu, Zn, Fe, Mn and Ni, and the concentration of metals with the highest dosages reached levels critics, which the Mn both soils and NO_3^- in soil sandy texture were the elements that had a higher problem leaching surpassing the limits established.

1. INTRODUÇÃO

Uma das conseqüências do crescimento demográfico das últimas décadas foi o aumento do volume de esgoto produzido principalmente nas grandes cidades. O descarte desse resíduo em rios e mananciais constitui-se em um dos maiores problemas ambientais a serem enfrentados nesse início de século, uma vez que o destino inadequado do esgoto produzido nas cidades brasileiras tem resultado em degradação das reservas de água produzidas no Brasil. Existe, contudo, a possibilidade do esgoto produzido ser tratado, gerando o lodo de esgoto, que se constitui em importante fonte de nutrientes e matéria orgânica. A adequada disposição final desse resíduo deve ser preocupação já no planejamento das estações de tratamento de esgotos (ETEs). Entretanto, diversos projetos de tratamento de esgoto não contemplam o destino final do lodo produzido e com isso anulam-se parcialmente os benefícios da coleta e do tratamento de efluentes.

Existem diversas alternativas para disposição final do lodo de esgoto, aquela para fins agrícola e florestal apresentam-se como uma das mais convenientes, pois como o lodo de esgoto é rico em matéria orgânica e em macro e micronutrientes para as plantas, é recomendada sua aplicação como condicionador de solo e, ou, fertilizante. Além dessas vantagens pode-se citar a reciclagem de nutrientes e a preservação das jazidas que fornecem os minérios utilizados na fabricação dos adubos comerciais. Entretanto, o lodo de esgoto pode apresentar em sua composição diversos poluentes como: metais pesados, compostos orgânicos persistentes e organismos patogênicos ao homem e animais, atributos que devem ser observados com muito cuidado.

Outro risco inerente ao uso inadequado do lodo de esgoto, refere-se à

possibilidade de contaminação de lençóis freáticos e cursos de água com nitrato, que presente em excesso na água destinada ao uso doméstico pode causar problemas na saúde do homem e nos animais que a consomem.

A legislação brasileira que regulamenta o uso de lodo de esgoto na agricultura foi baseada em pesquisas desenvolvidas em países de clima temperado, onde a lixiviação de nitrato se torna mais importante devido à prevalência de cargas negativas nesses solos. Por outro lado, nossos solos, tipicamente de região tropical apresentam predomínio de cargas positivas em camadas subsuperficiais que reteriam este nitrato logo, verifica-se a importância do estudo da dinâmica da mineralização dos lodos de esgoto para fornecer parâmetros úteis à definição das doses máximas desses materiais que serão aplicados aos solos tropicais, de modo a se evitar a disponibilidade de nitrato em quantidade que exceda a capacidade de absorção pelas plantas. Outro grande problema da aplicação de lodo de esgoto nos solos se dá pela presença de metais pesados nesse resíduo que pode poluir o solo e contaminar as plantas, o que poderia comprometer a saúde humana e animal. Em geral, as preocupações ambientais em relação aos metais pesados estão associadas à absorção e acúmulo desses elementos nos tecidos das plantas e na cadeia alimentar; aos processos de perdas desses elementos por lixiviação e erosão; e à possibilidade de liberação, ao longo do tempo, de metais pesados retidos nos constituintes orgânicos e minerais do solo.

Neste trabalho objetivou-se avaliar a dinâmica de nitrato, metais pesados, micronutrientes e bases trocáveis nos solos bem como avaliar o potencial de lixiviação desses elementos em dois solos com texturas diferentes.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto

O desconhecimento dos efeitos do lodo de esgoto na comunidade de organismos, na dinâmica de carbono e nitrogênio, nas propriedades físicas e químicas do solo, no comportamento dos metais pesados, dos compostos orgânicos persistentes e dos patógenos são os principais problemas relacionados com a sua utilização agrícola. Sabendo-se que a aplicação do lodo de esgoto causa alterações nesses compartimentos, há necessidade de identificá-las para verificar se não são deletérias para os agroecossistemas, para os organismos, para o desenvolvimento das culturas, contaminando o solo, o ar e a água (Bettiol & Camargo, 2006).

2.2 Composição do lodo de esgoto

A composição do lodo de esgoto varia em função do local de origem, ou seja, se proveniente de uma área tipicamente residencial ou tipicamente industrial e da época do ano, entre outros fatores. Considerando-se a alternativa de utilização de lodo de esgoto sanitário na agricultura, Korentajer (1991) comenta que, do ponto de vista econômico, essa opção parece ser a mais vantajosa. O lodo é considerado valioso adubo orgânico proporcionando diversos benefícios, entre eles o fornecimento dos macronutrientes e em

especial dos micronutrientes Zn, Cu, Mn e Mo, o aumento da capacidade de retenção de água e, conseqüentemente, melhor estruturação do solo pela presença de matéria orgânica. No entanto, sua aplicação pode ser limitada por fatores como a presença de organismos patogênicos, compostos orgânicos tóxicos e a sua contribuição para a contaminação das águas superficiais por nitrato e transmissão de metais pesados para cadeia alimentar. Desses fatores, a transferência de metais e organismos patogênicos do solo para as culturas e, daí para os animais e seres humanos, parece ser o maior efeito prejudicial à saúde (Anglian, 1991).

2.3. Higienização do lodo de esgoto

No passado tinha-se a preocupação unicamente com a remoção de sólidos grosseiros e de algumas impurezas químicas nos sistemas de tratamento de esgotos. Com a necessidade de disposição deste resíduo em diversos setores, necessitou-se a preocupação com a remoção de agentes patogênicos.

Visando um destino sanitário ou a reutilização deste resíduo, devem-se evitar os efeitos nocivos à saúde, sendo necessário que o lodo passe por um processo complementar de estabilização, denominado higienização. Este processo visa eliminar ou reduzir significativamente a densidade de microrganismos e patógenos, tornando o produto final biologicamente seguro para as diferentes aplicações desejadas (Paulino & Thomaz-Soccol, 2001).

A adição de produtos alcalinos tem efeito estabilizante no lodo de esgoto. A cal é um dos produtos alcalinos mais baratos e utilizados no saneamento. É usada para elevar o pH nos digestores, remover fósforo nos tratamentos avançados de efluentes, condicionar o lodo para o desaguamento mecânico e estabilizar quimicamente o lodo. Podem ser utilizadas a cal virgem CaO ou a cal hidratada Ca(OH)₂. A cal virgem é mais utilizada a granel e para grandes quantidades, enquanto a cal hidratada é vendida em embalagens de até 20 kg e manipulada com maior facilidade. A cal virgem também libera calor em contato com a água, porém ao ser misturada ao lodo, esta elevação de temperatura não é suficiente para eliminar patógenos (Fernandes, 2000). Algumas características físicas e químicas do lodo são alteradas pela adição da cal. Fisicamente o lodo pode formar uma capa mais dura e branca ao ser

exposto ao ar livre. Quimicamente, além da diminuição da disponibilidade dos metais pesados, pode haver insolubilização do fósforo e perdas de nitrogênio por volatilização da amônia. Este tipo de tratamento, pela sua simplicidade, baixo custo de instalação e eficiência na eliminação de patógenos, tem sido escolhido pelas estações de tratamento de esgoto brasileiras para tratar seu lodo e reciclá-lo na agricultura.

2.4 Aspectos químicos de solos tratados com lodo de esgoto

2.4.1 Metais pesados

Ao se considerar o uso agrônômico do lodo de esgoto, e a possibilidade de contaminação do solo com metais pesados, torna-se necessário identificar a priori, a origem desse resíduo, uma vez que a concentração de metais pesados tende a ser menor em lodos originados de esgotos residenciais, em relação ao lodo produzido de esgoto industrial (Bettiol et al., 1983). Além da origem, é preciso considerar as quantidades desse resíduo adicionadas no solo ao longo do tempo, levando-se em consideração as cargas máximas de metais pesados a serem adicionados ao solo, de acordo com as normas de controle ambiental (USEPA, 1993; CETESB, 1999).

Segundo Brown et al., (1998) os constituintes inorgânicos do lodo de esgoto adsorvem especificamente os metais pesados, não sendo esperado aumento da disponibilidade com o tempo, ao contrário, a tendência é de haver diminuição à medida que ocorre o processo de oclusão do metal nas superfícies dos precipitados. Além disso, o pH do solo, o teor de matéria orgânica, a textura e composição da fração argila, o potencial redox, a competição entre metais pelos sítios de adsorção, as reações de complexação, a temperatura e atividade microbiana exercem influência sobre as taxas de decomposição dos resíduos orgânicos e, por conseguinte, sobre a solubilidade e mobilidade dos metais pesados no solo e no transporte desses elementos até a superfície das raízes.

Na avaliação da transferência de metais pesados do solo para cenoura, brócolis, alface, espinafre, couve, beterraba, aipo e alho porro, Korentajer (1991) observou que a taxa de transferência dos metais pesados varia entre as plantas e, para uma mesma planta, varia entre os metais. O Cd e o Zn foram os

que apresentaram as maiores taxas de transferência, já o Cr e o Pb as menores taxas.

2.4.2 Lixiviação de nitrato

As doses de lodo de esgoto a serem aplicadas visando à nutrição nitrogenada das culturas devem atender a dois objetivos, fundamentalmente: satisfazer a necessidade de N das plantas, e evitar a geração de nitrato em quantidades excessivas que venham a lixiviar no perfil do solo, colocando em risco a qualidade das águas subsuperficiais (Cogger et al., 2004).

As formas inorgânicas de nitrogênio comumente encontradas no solo são NO_3^- e NH_4^+ , produzidas principalmente pela mineralização da matéria orgânica ou pela adição de fertilizantes minerais, sendo que sob condições de bom arejamento o NO_3^- é a forma dominante (Fernandes & Rossiello, 1995). O NO_3^- tem elevada mobilidade no solo, em virtude do fato de não ser retido pelas partículas do solo que em geral apresentam carga elétrica predominantemente negativa tornando o ânion livre em solução podendo, por isso, atingir o lençol freático e contaminá-lo, contribuindo para a eutrofização de águas superficiais e subsuperficiais. Como implicações ambientais, pode-se mencionar o aumento na taxa de mortalidade de peixes em rios e lagos eutrofizados e a potencialidade de causar danos a saúde humana (câncer de estômago e metahemoglobinemia ou síndrome do bebê azul), se ingerido em quantidades superiores a 9 mg dia^{-1} . Em países de clima temperado, onde o problema de contaminação de águas é mais sério, devido às características do solo e ao elevado aporte de N, medidas legislativas passaram a ser adotadas (Addiscott, 1996).

O destino do nitrogênio no ambiente é determinado pelas transformações biológicas provocadas pela fauna do solo (Jégou et al., 1999), pela biomassa do solo (Tiunov & Scheu, 1999), presença ou ausência de plantas, fluxo preferencial e as práticas de manejo do solo. Há, contudo, necessidade de se aprofundar o conhecimento sobre a mobilidade de sua forma aniônica NO_3^- em solos tropicais, tendo em vista a maior ocorrência de cargas positivas nesses solos, abaixo da camada superficial limitando seu deslocamento no solo.

2.4.3 Lodo de esgoto como fonte de nutrientes

A adubação de culturas agrícolas e florestais com lodo de esgoto é uma possibilidade que ocorre em vários países. No Reino Unido, 42 % dos lodos de esgoto são reciclados na agricultura (Riddell-Black, 1998); nos Estados Unidos, 60 % (EPA, 1999) e na Dinamarca 70 % (Debosz et al., 2002). No Brasil esta ainda não é uma prática comum, tendo em vista o baixo índice de saneamento entre a população e a rígida legislação que acaba desestimulando seu uso.

Wisniewski et al., (1996), Silva et al., (1998), Simonete et al., (1998), Alves et al., (1999) e Andreoli (1999), mostram em seus trabalhos que a aplicação do lodo de esgoto promove a elevação do pH e dos teores de matéria orgânica do solo, o que contribuiu para o aumento da CTC e da saturação por bases. Segundo Silva et al., (1995), o aumento da CTC no solo se deve a geração de cargas negativas devido a alta concentração de matéria orgânica no lodo de esgoto, e os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} contribuem para o aumento da saturação por bases. Fato observado também por Coker & Matthews (1983), Simeoni et al., (1984), Melo et al., (1994), Silva et al., (1998), Berton et al., (1989) que avaliando alterações de propriedades químicas do solo, observaram que o lodo adicionado ao solo agiu como corretivo da acidez, elevando o pH e reduzindo o teor de alumínio trocável.

Com relação ao K diversos autores constataram que os teores no solo não foram influenciados significativamente com a aplicação de lodo de esgoto e recomendam, ainda, a complementação desse nutriente via fertilizante quando da utilização de lodo de esgoto (Cripps & Matocha, 1991; Da Ros et al. 1993; Oliveira et al. 1993). Já com relação ao P, aumento nos teores no solo foram observados com o aumento das doses de lodo de esgoto (Marques, 1997; Silva et al., 1998; Simonete et al., 1998, Alves et al., 1999 e Andreoli, 1999).

3. MATERIAL E MÉTODOS

Para avaliar a movimentação de íons em colunas de solo tratados com lodo de esgoto doméstico, foi realizado um ensaio no laboratório de física do solo da Universidade Federal de Viçosa, utilizando cinco doses de lodo de esgoto mais uma testemunha, e amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo textura muito argilosa da região de Viçosa-MG e um Cambissolo textura franco arenosa da região de Ouro Branco-MG. Essas amostras foram secas ao ar e passadas em peneira com abertura de malha de 4 mm para ensaio em coluna e em malha de 2 mm para caracterização física e química (Quadros 4 e 5).

Os tratamentos foram dispostos em um delineamento experimental inteiramente casualizado com três repetições, arranjados em um fatorial (2 x 6), correspondendo a dois solos indicados, cinco doses do lodo de esgoto mais a testemunha. A primeira dose do lodo de esgoto foi calculada de acordo com a resolução Nº 375, de 29 de agosto de 2006, na qual para efeito de cálculos considerou-se a recomendação de 185 kg ha^{-1} de nitrogênio para cultura do café (*Coffea arabica*). As demais doses foram aumentadas de 20 em 20 t ha^{-1} de lodo de esgoto a partir da primeira dose. O cálculo da primeira dose foi calculado conforme equação:

$$\text{Taxa de aplicação} = \text{N recomendado} / \text{N disponível}$$

$$\text{N disponível} = (\text{FM}/100) \times (\text{N Kjeldahl} - \text{N NH}_4^+) + (\text{N NO}_3^- + \text{N NO}_2^-)$$

Taxa de aplicação: (t ha^{-1}). N recomendado: (kg ha^{-1}). N disponível: (kg t^{-1}). FM: (%). N Kjeldahl, N NH_4^+ , N NO_3^- e N NO_2^- : (mg/kg).

Já para o cálculo do N disponível no lodo de esgoto é necessário levar em consideração a fração de mineralização (FM), que para o lodo de esgoto digerido anaerobiamente é estimada em 20%. Dessa forma o cálculo do N disponível para aplicação em subsuperfície foi realizado mediante equação proposta pela legislação № 375, do CONAMA:

$$\text{N disponível} = (20/100) \times (16850 - 1446) + (0,477 + 2,175)$$

$$\text{N disponível} = 3,083452 \text{ (kg t}^{-1}\text{)}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = 185 / 3,083452 \text{ (kg t}^{-1}\text{)}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = 60,00 \text{ (t ha}^{-1}\text{)}$$

Quadro 1: Doses de lodo de esgoto em função do nitrogênio recomendado

Doses de lodo de esgoto (t ha^{-1})	Nitrogenio recomendado (kg ha^{-1})
60	185,00
80	246,67
100	308,34
120	370,01
140	431,68

O lodo de esgoto foi fornecido pela estação de tratamento de esgoto da Universidade Federal de Viçosa, na qual este esgoto foi digerido anaerobiamente com a posterior extração do lodo de esgoto. O lodo de esgoto foi tratado com cal hidratada Ca(OH)_2 na proporção de 75 kg t^{-1} de lodo de esgoto, na qual esse material foi umedecido e homogenizado deixando-se incubado por 3 dias. Este valor foi proposto por Pinto (2001) e citado por Fia (2005). As unidades experimentais foram constituídas de nove anéis confeccionados com tubos de PVC, com 6,6 cm de diâmetro interno, e 10 cm de altura, com exceção do anel inferior com 8 cm de altura. No anel inferior, foi acoplado um tampão de PVC perfurado e junto ao mesmo adaptado um funil, onde internamente colocou-se uma camada de 1,5 cm de lã de vidro e sobre esta, uma camada de 5 cm de areia muito grossa (1 – 2 mm), para facilitar a drenagem. Em seguida foi colocada mais uma camada de 1,5 cm de lã de vidro, a fim de evitar a mistura do solo com a camada de areia. O conjunto tampão de PVC e o funil foram unidos com massa plástica para vedação. Os anéis foram justapostos e vedados com cola de silicone, a fim de formar uma coluna com 88 cm de altura.



Figura 1: Vista parcial do experimento.

Com o intuito de evitar o escoamento preferencial de água pelas paredes da coluna, foi espalhada uma resina líquida na parte interna da coluna com a posterior aplicação de uma mistura de areia grossa e areia fina devidamente lavada. O tubo de PVC recebeu o solo passado em peneira com abertura de malha de 4 mm até 10 cm da borda superior, formando uma coluna de solo com 70 cm de altura e volume de 2,4 dm³. O preenchimento foi realizado em duas etapas, onde inicialmente pesou-se o solo amostrado na profundidade de 20 – 60 cm necessária para ocupar o volume dos cinco anéis inferiores e, posteriormente, dos dois superiores, com solo amostrado na profundidade de 0 – 20 cm com as devidas doses de lodo de esgoto uniformemente homogeneizadas, simulando-se à incorporação do lodo ao solo em uma profundidade de 20 cm. O solo foi despejado constatemente através de um funil, em movimentos circulares, para reduzir ao máximo a segregação dos agregados. Em seguida, o solo foi acomodado, deixando cair o tubo, na vertical, de um altura de aproximadamente 1 cm, por três vezes. Na primeira etapa do preenchimento das colunas uniformizou-se à umidade saturando-as com lâminas de água deionizada, após testes prévios, suficientes para atingir a capacidade máxima de retenção de água em equilíbrio com a força gravitacional. Esta operação foi realizada cinco dias antes do início do ensaio com descarte do volume percolado. A extremidade superior da coluna foi vedada com filme plástico no intuito de evitar a evaporação de água.

Foi aplicada uma lâmina de água correspondente a uma vez e meia o volume de poros, de modo que se obtivesse uma quantidade necessária de solução percolada. Essas lâminas foram aplicadas de cinco em cinco dias durante vinte e cinco dias, sendo a solução percolada recolhida para análise de NO₃⁻, metais pesados (Cd, Cr, Pb) micronutrientes (Fe, Mn, Ni, Cu e Zn) além da DBO e DQO. Cinco dias após a aplicação da última lâmina de água, as colunas foram desmontadas e o solo contido nos 8 cm centrais de cada segmento da coluna foi seco ao ar, destorroado em malha de 2 mm e armazenado para determinações de pH em extrato aquoso na proporção de 1: 2,5, pH em KCl, condutividade elétrica pela metodologia adaptada de Richards (1954), nitrato pelo método colorimétrico (Tedesco, 1995), K⁺ extraído por Mehlich (EMBRAPA, 1997) Ca²⁺ e Mg²⁺ extraídos por KCl (EMBRAPA, 1997),

metais pesados (Cd, Cr, Pb) e micronutrientes (Fe, Mn, Ni, Cu e Zn) extraídos por Mehlich 1 e determinados por espectrofotometria de absorção atômica.

Quadro 2: Caracterização do lodo de esgoto

Característica	Lodo de esgoto
pH H ₂ O*	9,94
N Kjeldahl (mg kg ⁻¹)	16850
Ca (mg kg ⁻¹)**	3400
Mg (mg kg ⁻¹)**	100
P (mg kg ⁻¹)**	2500
K (mg kg ⁻¹)**	1400
Fe (mg kg ⁻¹)**	14000
Cu (mg kg ⁻¹)**	165,7
Ni (mg kg ⁻¹)**	23,3
Mn (mg kg ⁻¹)**	110,5
Zn (mg kg ⁻¹)**	775,5
Cr (mg kg ⁻¹)**	37,8
Cd (mg kg ⁻¹)**	0,5
Pb (mg kg ⁻¹)**	49,6

* Relação 1:2,5; ** Digestão nitroperclórica.

Os resultados foram submetidos à análise de variância, testando-se os fatores solo e doses de lodo de esgoto. Foram ajustadas equações de regressão das variáveis dependentes em função das doses de lodo de esgoto em cada solo.

Quadro 3: divisão das unidades experimentais em função das camadas

Anéis	Camadas (cm)
A1	0 – 10
A2	10 – 20
A3	20 – 30
A4	30 – 40
A5	40 – 50
A6	50 – 60
A7	60 – 70

Quadro 4: caracterização física e química dos solos (camada de 0 – 20 cm).

Características	LATOSSOLO	CAMBISSOLO
pH (H ₂ O) ^{1/}	4,63	5,26
pH (KCl) ^{1/}	3,93	4,11
Na (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,4	1,4
K (mg dm ⁻³) ^{2/}	24	47
P (mg dm ⁻³) ^{2/}	2,4	2,4
Zn (mg dm ⁻³) ^{2/}	1,0	0,74
Fe (mg dm ⁻³) ^{2/}	83,2	12,7
Mn (mg dm ⁻³) ^{2/}	4,0	12,0
Cu (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,35	0,16
Cr (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,0	0,0
Ni (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,10	0,13
Cd (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,0	0,0
Pb (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,0	1,50
Ca (cmol _c dm ⁻³) ^{3/}	0,21	0,28
Mg (cmol _c dm ⁻³) ^{3/}	0,12	0,12
Al (cmol _c dm ⁻³) ^{3/}	1,67	2,65
H + Al (cmol _c dm ⁻³) ^{4/}	12,0	14,7
MO (dag kg ⁻¹) ^{5/}	6,14	5,44
P-rem (mg L ⁻¹) ^{6/}	14,8	9,2
Areia Grossa (dag kg ⁻¹) ^{7/}	15	26
Areia Fina (dag kg ⁻¹) ^{7/}	11	25
Silte (dag kg ⁻¹) ^{7/}	7	20
Argila (dag kg ⁻¹) ^{7/}	67	29
ADA (%) ^{7/}	20	8,0
DS (kg dm ⁻³) ^{8/}	0,98	1,03
DP (kg dm ⁻³) ^{9/}	2,66	2,59
PT (m ³ m ⁻³) ^{10/}	0,631	0,602
EU (kg kg ⁻¹) ^{11/}	0,296	0,221

^{1/} Relação 1:2,5. ^{2/} Extrator Mehlich 1. ^{3/} Extrator KCl- 1mol/L. ^{4/} Extrator acetato de cálcio- 0,5 mol/L – pH 7,0. ^{5/} Método de Walkley-Black modificado (Defelipo & Ribeiro, 1997). ^{6/} (Alvarez V. et al, 2000). ^{7/} Dispersão mecânica por agitação lenta (Ruiz, 2005). Método da proveta (Ruiz, 2004). ^{8/} Método do balão volumétrico (Ruiz, 2004). ^{9/} Método do balão volumétrico (Ruiz, 2004). ^{10/} (1- (DS/DP)). ^{11/} (Ruiz, 2004).

Quadro 5: caracterização física e química dos solos (camada de 20 - 60 cm).

Características	LATOSSOLO	CAMBISSOLO
pH (H ₂ O) ^{1/}	4,65	5,05
pH (KCl) ^{1/}	4,12	4,13
Na (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,59	0,65
K (mg dm ⁻³) ^{2/}	86,8	19,1
P (mg dm ⁻³) ^{2/}	2,7	2,5
Zn (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,27	0,14
Fe (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,0	0,0
Mn (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,23	0,16
Cu (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,0	0,0
Cr (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,33	1,95
Ni (mg dm ⁻³) ^{2/}	0,0	0,0
Cd (mg dm ⁻³) ^{2/}	12	16
Pb (mg dm ⁻³) ^{2/}	1,7	1,3
Ca (cmol _c dm ⁻³) ^{3/}	0,03	0,00
Mg (cmol _c dm ⁻³) ^{3/}	0,05	0,02
Al (cmol _c dm ⁻³) ^{3/}	1,27	2,06
H + Al (cmol _c dm ⁻³) ^{4/}	8,6	8,7
MO (dag kg ⁻¹) ^{5/}	3,71	1,60
P-rem (mg L ⁻¹) ^{6/}	8,9	9,5
Areia Grossa (dag kg ⁻¹) ^{7/}	13	30
Areia Fina (dag kg ⁻¹) ^{7/}	11	34
Silte (dag kg ⁻¹) ^{7/}	5	18
Argila (dag kg ⁻¹) ^{7/}	71	18
ADA (%) ^{7/}	20	8,0
DS (kg dm ⁻³) ^{8/}	1,02	1,31
DP (kg dm ⁻³) ^{9/}	2,66	2,59
PT (m ³ m ⁻³) ^{10/}	0,616	0,494
EU (kg kg ⁻¹) ^{11/}	0,296	0,144

^{1/} Relação 1:2,5. ^{2/} Extrator Mehlich 1. ^{3/} Extrator KCl- 1mol/L. ^{4/} Extrator acetato de cálcio- 0,5 mol/L – pH 7,0. ^{5/} Método de Walkley-Black modificado (Defelipo & Ribeiro, 1997). ^{6/} (Alvarez V. et al, 2000). ^{7/} Dispersão mecânica por agitação lenta (Ruiz, 2005). Método da proveta (Ruiz, 2004). ^{8/} Método do balão volumétrico (Ruiz, 2004). ^{9/} Método do balão volumétrico (Ruiz, 2004). ^{10/} (1- (DS/DP)). ^{11/} (Ruiz, 2004).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 1, a aplicação do resíduo promoveu elevação do pH, na camada de 0 – 20 cm, dos dois solos estudados.

Observando o efeito das doses de lodo de esgoto nos valores de pH nas diferentes profundidades estudadas, percebe-se, para o Cambissolo, que esse efeito no aumento do pH do solo foi mais expressivo para a camada de 0 – 10 cm e para a segunda Camada de 10 – 20 cm, sendo observado aumento do pH até a terceira camada (20 – 30 cm). A aplicação dessas doses de lodo de esgoto promoveram um aumento de pH de 5,0 para 6,15 e 5,25 nas duas primeiras camadas respectivamente, com as maiores doses aplicadas. Para a terceira camada observa-se que este aumento foi menor passando de 5,0 para 5,64, não sendo mais observada resposta de aumento de pH nas camadas inferiores. Para as camadas (40 – 50 cm), (50 – 60 cm) e (60 – 70 cm) observou-se que o aumento das doses de lodo esgoto promoveu uma diminuição no pH deste solo passando de pH 5,0 observado nas testemunhas, para 4,8 na camada 40 - 50 cm, 4,7 para camada 50 – 60 cm e 4,6 para camada 60 – 70 cm. Estas alterações observadas podem ser interessantes do ponto de vista agrícola uma vez que promoveria para as culturas, um solo com duas faixas de pH. Uma camada superficial favorecendo a disponibilidade de

elementos como P, Ca, S, N K, B, Mo e Cl e outra zona mais profunda com pH mais ácido, favorecendo a disponibilidade dos micronutrientes como Fe, Cu, Mn, Ni e Zn. Essas reduções nos valores de pH podem ser atribuídas a lixiviação de ácidos orgânicos ou de elementos como Fe e Mn presentes no lodo de esgoto que podem ter lixiviado ao longo da coluna de solo e acidificado-o nestas camadas mais profundas.

A diminuição do pH em profundidade com o aumento das doses, ocorreu, provavelmente, em virtude do processo de degradação biológica da matéria orgânica presente no lodo. Neste processo de oxidação, o CO_2 liberado pode reagir com a água formando ácido carbônico que, ao dissociar-se, libera prótons para a solução do solo. Adicionalmente moléculas orgânicas presente no lodo de esgoto podem apresentar radicais ácidos, como é o caso dos grupos carboxílicos e fenólicos que são doadores potenciais de prótons para a solução do solo e, como as bases fortes como Ca e Mg presentes nesse lodo de esgoto são difíceis de deslocar-se no solo, não atuou favorecendo este aumento de pH em profundidade. Estes resultados estão de acordo com o trabalho de Gomes et al., (2005) que verificou diminuição no pH do solo com a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto. No entanto, vale ressaltar que o autor não fez higienização deste lodo de esgoto pelo método da caleação.

O mesmo foi observado para o Latossolo que mesmo sendo argiloso e com maior teor de matéria orgânica, características estas que conferem maior tamponamento aos solos, foi o que respondeu de forma mais significativa, pois o valor de pH passou de 4,7 para 6,2 e 6,7 nas duas primeiras camadas respectivamente, havendo efeito ainda para o aumento de pH até a terceira camada. Semelhantemente ao observado no Cambissolo, não houve resposta a partir da terceira camada.

Esse aumento de pH promovido pela incorporação do lodo de esgoto é atribuído a alcalinidade da cal hidratada que no seu processo de fabricação, o óxido básico CaO , se une a uma molécula de água formando o íon Ca(OH)_2 transformando-se em uma base. Este material fornecido ao lodo de esgoto por meio da caleação elevam o pH e precipitam o Al^{3+} , diminuindo sua atividade e devido a formação de íon amônio pela oxidação do nitrogênio orgânico, presente em grande quantidade no lodo de esgoto (Melo & Marques, 2000).

Estes valores estão de acordo com o trabalho de Fia et al., (2005) onde esses autores afirmam que a aplicação de $168,4 \text{ t ha}^{-1}$ (dose referente a aplicação de 800 kg ha^{-1} de N) promoveu o aumento do pH de 4,7 para 6,8.

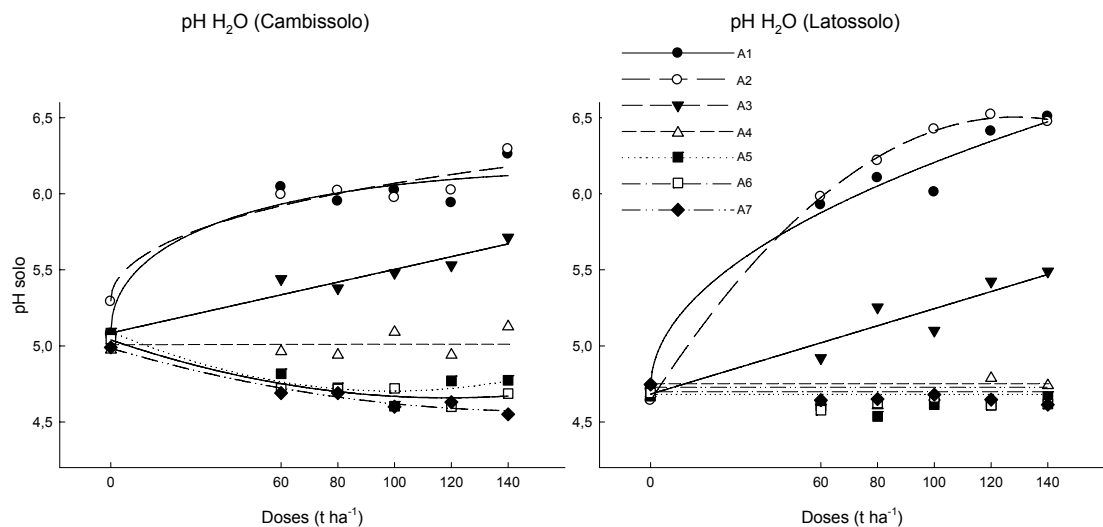


Figura1: pH (H₂O) do solo nas diferentes camadas em resposta a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto.

Respostas semelhantes foram observadas, na determinação do pH em KCl (Figura 2), onde observa-se aumento do pH com o aumento das doses de lodo de esgoto para as três primeiras camadas do Cambissolo, não sendo mais observada resposta a partir desta camada. Para o Latossolo, foram observadas respostas positivas para todas as camadas exceto na camada de 40 – 50 cm. Observando as figuras 1 e 2, podemos observar que ao se diminuir o pH em água pelo pH em KCl, os valores de ΔpH mostram-se negativos para toda a coluna de solo, evidenciando com isso o caráter eletronegativo dos solos estudados.

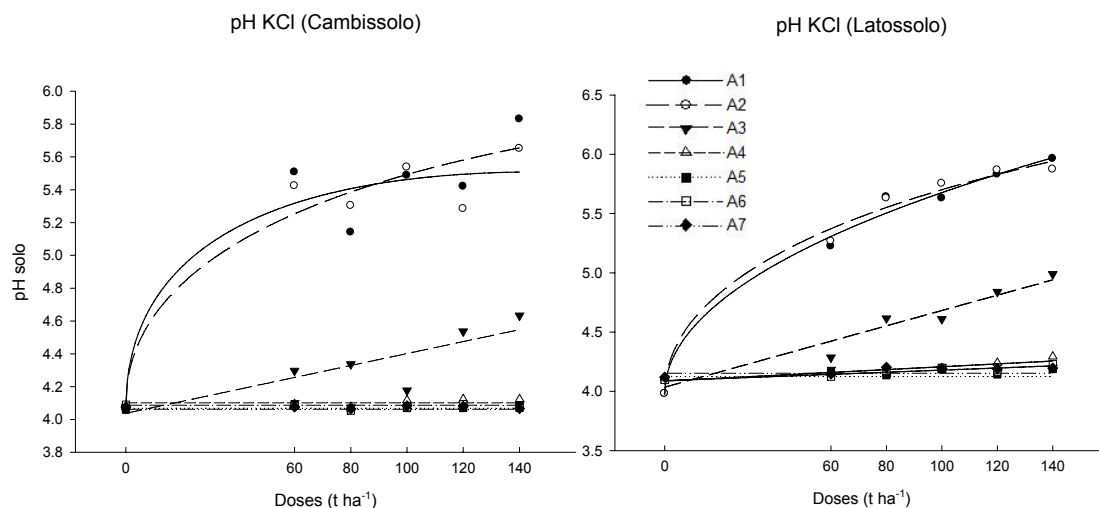


Figura2: pH (KCl) do solo nas diferentes camadas em resposta a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto.

Para os resultados de condutividade elétrica (CE) (Figura 3), pode-se afirmar para o Cambissolo que, as duas primeiras camadas que receberam a incorporação das doses de lodo de esgoto apresentaram alterações significativas nos valores de CE, promovendo um aumento de aproximadamente $30 \mu\text{S cm}^{-1}$ para $57,43$ na primeira camada e $43,75 \mu\text{S cm}^{-1}$ na segunda camada, com as maiores doses, não sendo observada resposta nas demais camadas subjacentes. Para o Latossolo, esses aumentos foram ainda mais significativos, passando de valores da ordem de $40 \mu\text{S cm}^{-1}$ para valores de $101,8 \mu\text{S cm}^{-1}$ nas camadas que receberam a incorporação das doses de lodo de esgoto. Observa-se ainda que o aumento dessas doses promoveram a movimentação de sais até a camada mais profunda. Para ambos os solos estudados, mesmo nas maiores doses de lodo de esgoto, esse aumento na condutividade elétrica não chegou a caracterizar problemas de salinização, que de acordo com a Sociedade Americana de Ciência do Solo Richards (1954), valores de CE em extrato de saturação, maiores que $4000 \mu\text{S cm}^{-1}$ caracterizariam solos salinos. Esse aumento na condutividade elétrica se deveu principalmente ao aporte de elementos como o NO_3^- por exemplo. No entanto vale ressaltar que uma maior frequência de aplicação deste resíduo poderia trazer problemas de salinização devido o acúmulo desses sais em solos e em ambientes propícios a este acúmulo como afirma o trabalho de Carmo (2001), devido ao alto teor de sais presentes nos lodos de esgoto e

afirmam também que para causar esse problema de salinização este aporte de sais deve estar relacionado com as condições de clima, tipo de solo, taxa e frequência de aplicação, podendo este efeito ter um caráter sazonal (Epstein et al., 1976; Stark & Clapp, 1980; Harding et al., 1985; Logan et al., 1996; Anjos, 1999). Estes aumentos de CE não tiveram relação com o aporte de Na^+ oriundo do lodo de esgoto (Figura 4), pelo contrário, verificou-se que as doses desse resíduo não alteraram os níveis deste elemento no solo, em que os teores mais elevados nas camadas superiores são atribuídos a própria característica desses solos por terem sido amostrados na camada de 0 – 20 cm.

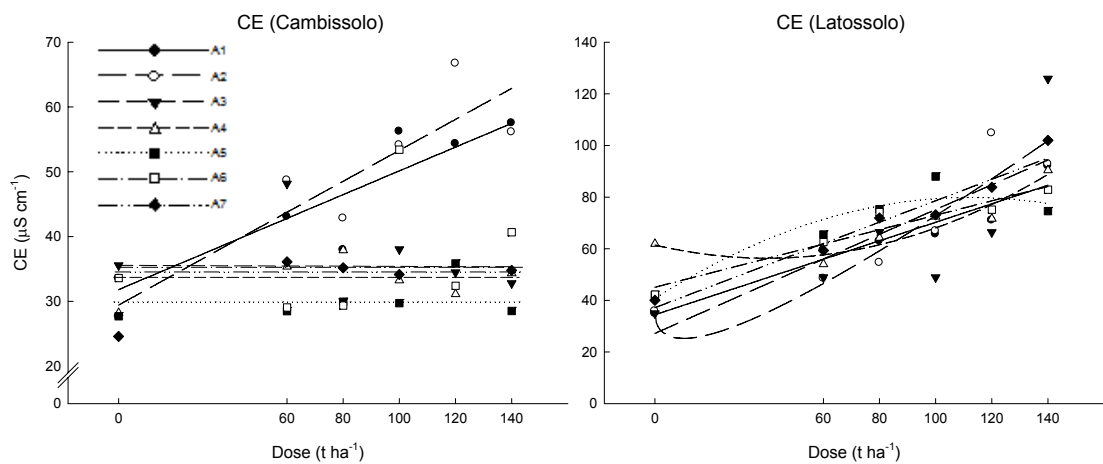


Figura 3: Condutividade elétrica da pasta de saturação do solo nas diferentes camadas em função da aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto.

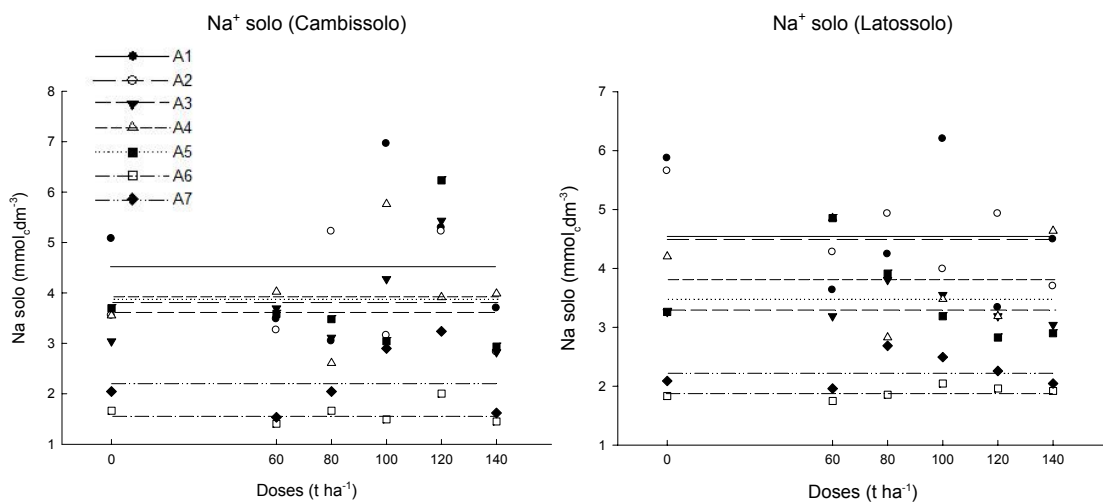


Figura 4: Distribuição do sódio solúvel em função de doses crescentes de lodo de esgoto caledado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

Por meio da Figura 5, observa-se que os teores de Ca^{2+} no Cambissolo aumentaram em função da aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto. Esse aumento passou de aproximadamente $2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para valores acima de $10 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ nas camadas que receberam a incorporação das doses de lodo de esgoto. Este valor de $10 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ corresponde a aproximadamente 400 kg ha^{-1} de Ca^{2+} na camada de 0 – 20 cm valor este que pode ser considerado bom para a maioria das culturas. Essa resposta dos teores de Ca^{2+} foi observada ainda para as demais Camadas, sendo mais significativo até a camada de 20 – 30 cm, onde nos demais foi observada resposta, no entanto esses incrementos nos teores de Ca^{2+} não foram tão evidentes como nas três primeiras camadas. Para a última camada (60 – 70 cm) não houve aumento em função das doses aplicadas.

Para o Latossolo observou-se resposta semelhante, em que o aumento nos teores de Ca^{2+} foram mais elevados nas três primeiras camadas, ou seja até 30 cm de profundidade. Nas duas primeiras camadas esse aumento passou de $1 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para cerca de $7,4 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, correspondendo a incorporação de mais de 300 kg ha^{-1} , valor este inferior ao observado para o Cambissolo, no entanto ainda elevado para a maioria das culturas. Esses valores observados para ambos os solos se mostraram adequados para o cultivo agrícola da maioria das culturas (CFSEMG, 1999).

As respostas mais significativas nas primeiras camadas podem ser explicados devido à baixa mobilidade que este cátion apresenta no solo, devido à adsorção específica deste íon divalente na superfície dos óxidos. Siva et al., (2001) afirma em seu trabalho que as respostas de incremento nos teores de Ca^{2+} em um solo tratado como lodo de esgoto se deve principalmente ao Ca^{2+} que tem origem na cal hidratada e não no lodo de esgoto propriamente dito. Fia (2005), em trabalho com o mesmo lodo de esgoto estudado neste trabalho afirma que a aplicação de $33,6 \text{ t ha}^{-1}$ elevou os teores de Ca^{2+} de $10 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para $50 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e que estes teores se mantiveram adequados mesmo após um plantio de milho com teores superiores a $20 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

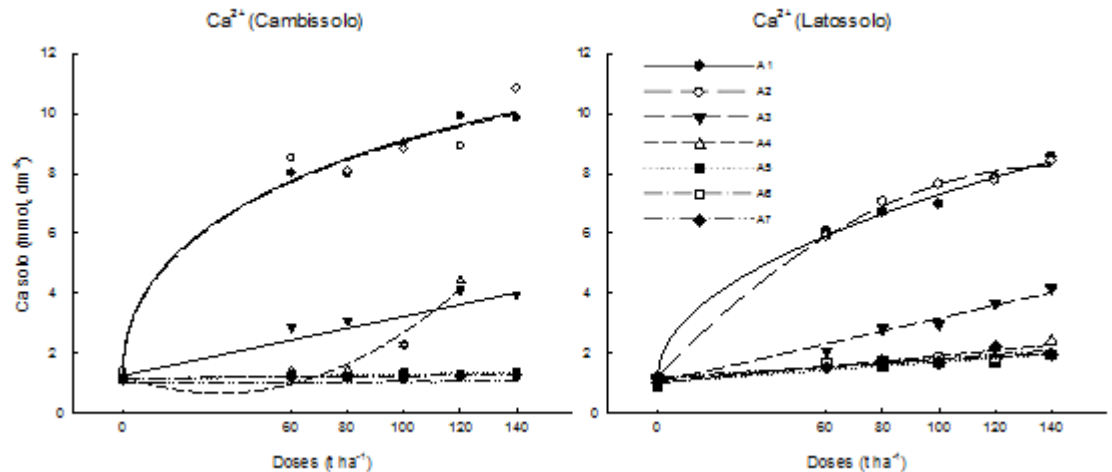


Figura 5: Distribuição do cálcio trocável em função de doses crescentes de lodo de esgoto caledado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

Observando os valores de Mg^{2+} (Figura 6), percebe-se que não houve resposta de aumento nos níveis deste nutriente em função do aumento das doses de lodo esgoto para ambos os solos. No entanto, pode-se afirmar que para o Cambissolo as duas primeira camadas foram as que apresentaram os maiores teores deste elemento. É possível perceber, comparando-se as doses com a testemunha que estas doses promoveram um pequeno aumento nos níveis de Mg^{2+} no entanto não foi constatada significância. Isso mostra que este lodo de esgoto é ineficiente visando uma adubação como fonte de Mg^{2+} , necessitando-se, portanto de uma adubação com uma fonte extra. Estes resultados eram esperados devido o baixo teor (100 mg kg^{-1}) de Mg^{2+} que foi encontrado neste resíduo. Estes resultados convergem com muitos trabalhos na literatura como o de Raij et al., (1996) que compara este resíduo com demais fontes de adubação orgânica como esterco de gado, esterco de galinha, composto de lixo e vinhaça, sendo o lodo de esgoto mais rico em Mg^{2+} que nos demais adubos.

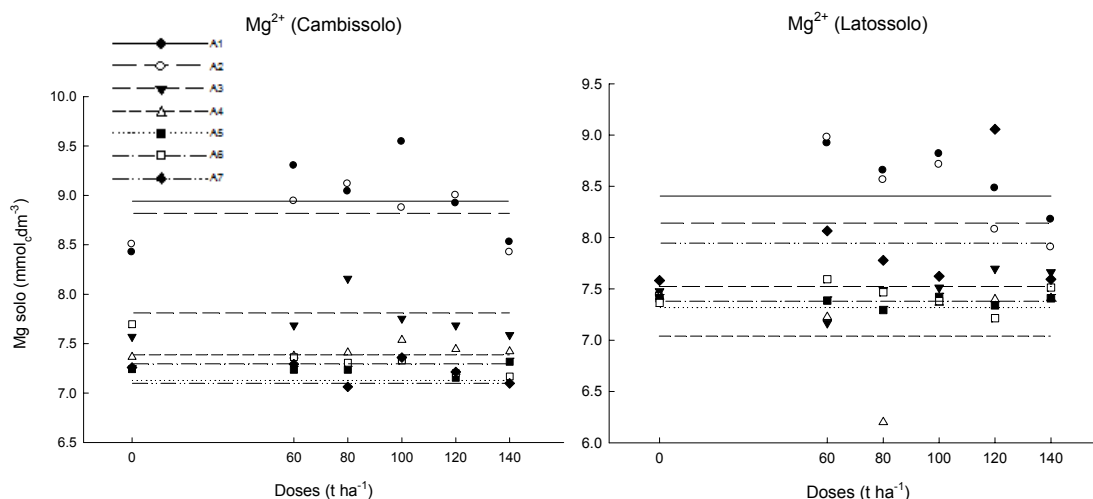


Figura 6: Distribuição do magnésio trocável em função de doses crescentes de lodo de esgoto caleado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

Para os resultados de K^+ , observa-se que as camadas que receberam a aplicação do resíduo, responderam positivamente com a aplicação das doses crescentes, no entanto estes aumentos foram bastante limitados passando de valores da ordem de $1,30 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para $1,60 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para o Cambissolo, ou seja um aumento de $0,30 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ que corresponde ao aporte de $23,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de K^+ na camada de $0 - 20 \text{ cm}$, fornecido pelo lodo de esgoto. Este valor é abaixo do esperado tendo em vista o alto teor de K^+ presente neste resíduo como observado no Quadro 2. Nas demais camadas não houve resposta com a aplicação das doses. Embora nestas camadas não ter sido observada significância a 10 %, nota-se uma tendência de diminuição no teores de K^+ com o aumento das doses. Isso pode ser explicado pela diminuição da disponibilidade ou pela formação de pares iônicos com ânions inorgânicos como Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} , elementos estes, comuns nos lodos de esgoto que podem estar lixiviando este elemento. Esses ânions são capazes de aumentar a mobilidade de bases no solo, ao atuarem como ânions acompanhantes, fazendo com que essas bases atinjam maior profundidade no perfil do solo. A maior eficácia dos ânions Cl^- e NO_3^- , comparados ao SO_4^{2-} , e deste ao CO_3^{2-} , quanto ao arraste de bases no perfil, é amplamente documentada na literatura (Huete & McColl, 1984; Qafoku et al., 2000; Jalali & Rowell, 2003). Gebrim et

al., (2008) estudando a formação de pares iônicos e consequente lixiviação de bases trocáveis com a aplicação de cama de aviário, observou que os ânions Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} foram os ânions que mais lixiviaram elementos como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ em solos de textura franca, ao passo que o Cl^- , e o NO_3^- foram os que promoveram esta lixiviação em solos de textura argilosa. Estes mesmos autores afirmam que o arraste mais intenso do Cl^- e NO_3^- e menor para o SO_4^{2-} no solo argiloso indica que esse efeito de movimentação de bases no perfil está mais ligado ao efeito de ânion acompanhante, quando os íons de cargas opostas (contra-íons) se movem livres em solução, que ao par iônico, quando há ligação, mesmo que fraca, entre o ânion e o cátion, uma vez que Cl^- e o NO_3^- não são formadores de pares iônicos estáveis, ao contrário do SO_4^{2-} , exemplo clássico de ânion que forma par iônico com alguns cátions, entre eles o Ca^{2+} . Além disso, a decomposição de resíduos orgânicos pode gerar ânions como o SO_4^{2-} e o NO_3^- , que podem promover maior mobilidade de cátions básicos (Oliveira et al., 2002).

Para o Latossolo houve aumento apenas nas duas primeiras camadas, evidenciando a maior retenção deste cátion junto a fração argila deste solo, sendo estes aumentos mais significativos que os observados para o Cambissolo. Não foi observada diminuição nos teores com o aumento das doses de lodo de esgoto como ocorreu para o Cambissolo. Esses aumentos nas duas primeiras camadas passaram de valores de 0,5 para 0,8 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e de 0,4 para 0,8 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para a primeira e segunda camada respectivamente.

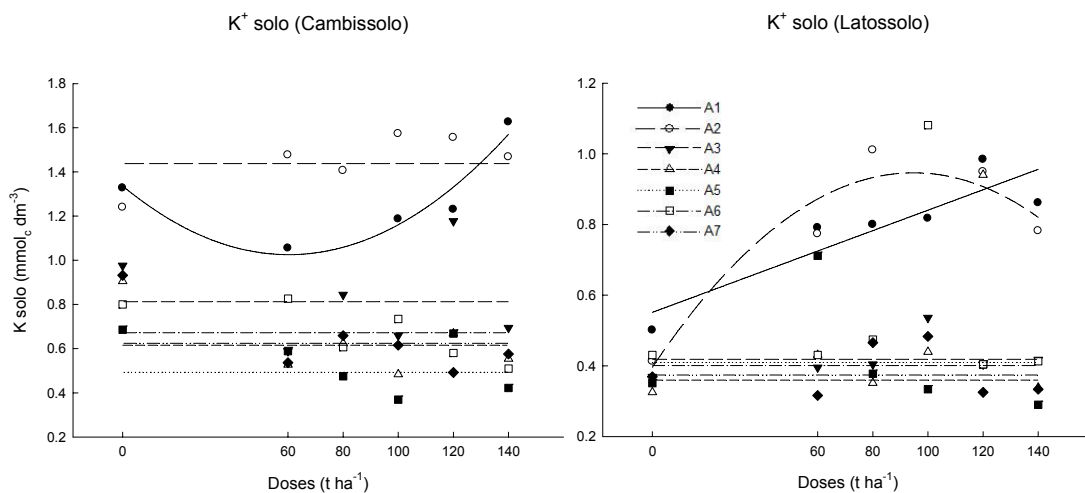


Figura 7: Distribuição do potássio trocável em função de doses crescentes de lodo de esgoto caaleado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

Conforme figura 8.a é possível perceber que os níveis de nitrato no Cambissolo não responderam as doses de lodo de esgoto, isso pode ter ocorrido devido ao elevado volume de água deionizada que foi lixiviada em cada coluna, distribuindo o nitrato uniformemente ao longo de toda a coluna, uma vez que a movimentação deste ânion no solo está diretamente relacionada com o volume de água que percola ao longo do perfil, e devido à própria textura do solo que não favorece a formação de cargas que poderiam reter o nitrato. Outra hipótese da não retenção deste ânion na superfície dos colóides pode ser atribuída aos elevados valores de pH observados que aumentaram as cargas negativas e concomitante redução da quantidade de cargas positivas do solo. Estes efeitos de aumento de pH e conseqüente aumento das cargas negativas é amplamente discutido na literatura como nos trabalhos de Smyth & Sanchez, (1980); Naidu et al., (1990) mostram os efeitos da calagem sobre a lixiviação de ânions.

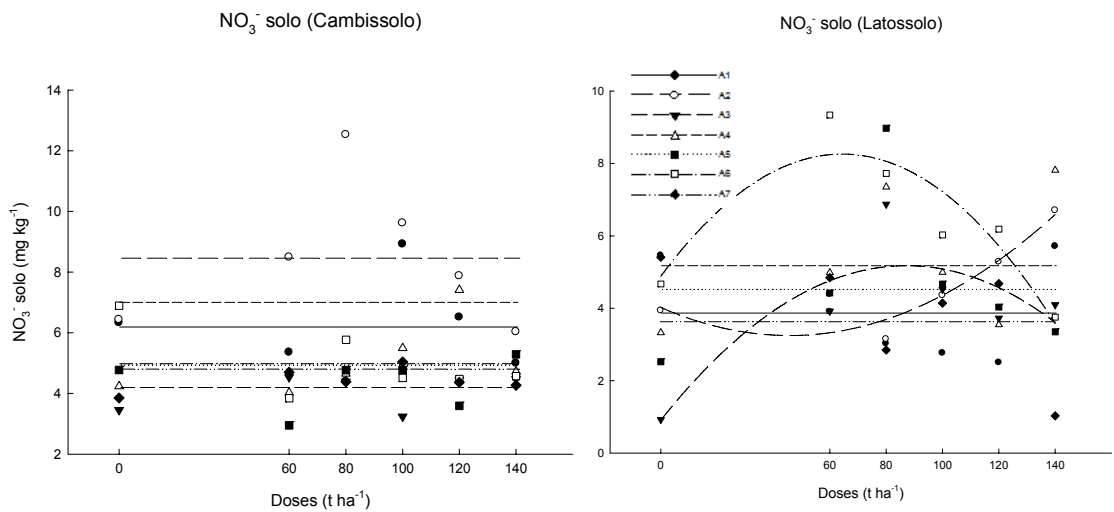
Observando a Figura 8. b é possível perceber que os níveis de nitrato nos lixiviados sofreram aumentos com o incremento das doses de lodo de esgoto, passando de valores de 0,2, observado na testemunha, para 3,09 mg L⁻¹ na segunda lixiviação, sendo esta a que proporcionou maior lixiviação do nitrato, 0,76 para 2,21 mg L⁻¹ na terceira, e 0,45 para 2,07 mg L⁻¹ na quarta

lixiviação, não sendo mais obtida resposta na quinta lixiviação. Estes resultados indicam que praticamente todo o nitrato foi lixiviado com as cinco lixiviações realizadas. Observando o total das cinco lixiviações nota-se que este respondeu linearmente ao aumento das doses, passando de 2 mg L⁻¹ para a testemunha, valor este referente a lixiviação de nitrato oriundo da própria decomposição da matéria orgânica do solo, para 9,28 mg L⁻¹ na maior dose de lodo.

Para o Latossolo foi observada resposta do nitrato com o aumento das doses, apenas para as camadas 10 – 20, 20 – 40 e 60 – 70. Esta resposta observada mostra que ainda pequena, existe alguma carga positiva retendo este nitrato juntamente com a textura deste solo que retarda a infiltração de água e conseqüentemente a movimentação do nitrato ao longo do perfil. No entanto, assim como no Cambissolo estes valores de nitrato no solo foram baixos evidenciando que grande quantidade de nitrato foi lixiviado ao longo do perfil. Não foi observada resposta de lixiviação de nitrato em função das doses aplicadas, no entanto a primeira lixiviação foi a que carrou maior quantidade de nitrato seguido da segunda, terceira, quarta e quinta lixiviação. O resultado das cinco lixiviações no Latossolo (Figura 8. b) mostra que não houve resposta nos níveis de nitrato com as doses aplicadas. Os valores totais lixiviados para ambos os solos foram acima dos limites estabelecidos pela resolução do CONAMA Nº 396 de 2008 que estabelece como limite máximo de nitrato nas águas para consumo humano de 10 mg L⁻¹, na qual para o Latossolo mesmo nas testemunhas foi observada uma lixiviação de nitrato de cerca de 30 mg L⁻¹. Estes resultados podem ter sido mascarados pela lixiviação do nitrato oriundo da mineralização da matéria orgânica deste solo uma vez que este solo apresenta alto teor de matéria orgânica (6,14 dag kg⁻¹).

É importante destacar que mesmo estes valores estando acima dos limites estabelecidos pela resolução do CONAMA não é possível prever risco de contaminação de águas subterrâneas por nitrato, com as doses de lodo de esgoto aplicadas e para os solos em estudo, uma vez que as condições de campo, sofrendo influência da cobertura vegetal na absorção deste nitrato, movimento ascendente do nitrato em períodos de maior evapotranspiração e profundidade do lençol freático, são condições bastante diferentes das condições de laboratório impostas neste experimento.

a)



b)

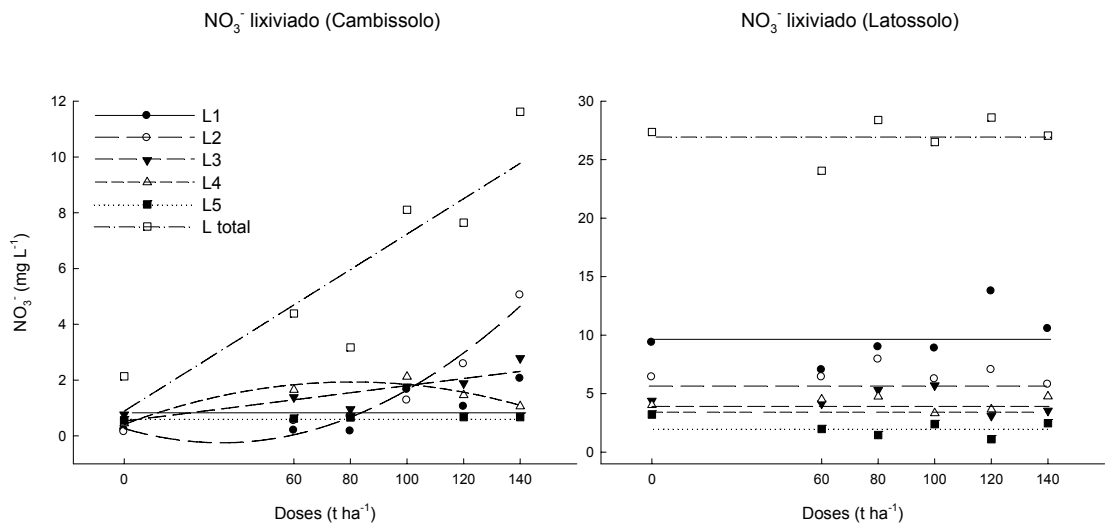


Figura 8: Distribuição e lixiviação do nitrato em função de doses crescentes de lodo de esgoto caaleado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

Observando os teores de Cu²⁺ no solo (Figura 9), nota-se que os mesmos responderam linearmente com o aumento das doses de lodo de esgoto aplicadas, diferindo significativamente das testemunhas, evidenciando ainda a maior retenção deste cátion pelos óxidos presentes no cambissolo. Estes valores observados mostram que apenas na maior dose (140 t ha⁻¹) os teores superam o nível crítico para Cu²⁺ disponível que é de 1,8 mg dm⁻³

segundo a (CFSEMG, 1999). Os teores de Cu^{2+} nas camadas de 20 – 30, 30 – 40, 40 – 50, 50 – 60 e 60 – 70 cm e nos lixiviados de ambos os solos foram abaixo do limite de detecção do espectrofotômetros de absorção atômica, indicando a baixa mobilidade deste elemento no solo. Estes resultados discordam com o trabalho de Bertoncini & Mattiazzo (1999), que estudando a movimentação de metais pesados em colunas de solo tratados com lodo de esgoto, encontraram maior deslocamento desse elemento no solo arenoso estudado, em comparação ao solo argiloso, concluem ainda que o SO_4^- bastante presente no lodo de esgoto pode formar o par iônico CuSO_4 , e este favorecer o deslocamento do elemento no solo. Observando o valor de Cu^{2+} apresentado na caracterização do lodo de esgoto ($165,7 \text{ mg kg}^{-1}$), sendo este valor bem inferior ao limite estabelecido pela Resolução Nº 375 do CONAMA, que estabelece limite máximo de 1500 mg kg^{-1} para que este lodo de esgoto possa ser utilizado para fins agrícolas, mostra que mesmo não havendo problemas de lixiviação deste metal pesado, é importante selecionar bem a dose de lodo a ser aplicada para evitar superar o nível crítico do elemento. Para este lodo de esgoto pode-se afirmar que a maior dose seria eficaz no Cambissolo para o fornecimento deste micronutriente para as culturas, fornecendo valores de $1,88 \text{ mg dm}^{-3}$ (CFSEMG, 1999). Para o Latossolo a menor dose (60 t ha^{-1}) superou o nível crítico atingindo valor de $2,16 \text{ mg dm}^{-3}$ na primeira camada de 0 – 10, justificando que doses inferiores a essa devem ser aplicadas para uma adubação como fonte de Cu^{2+} .

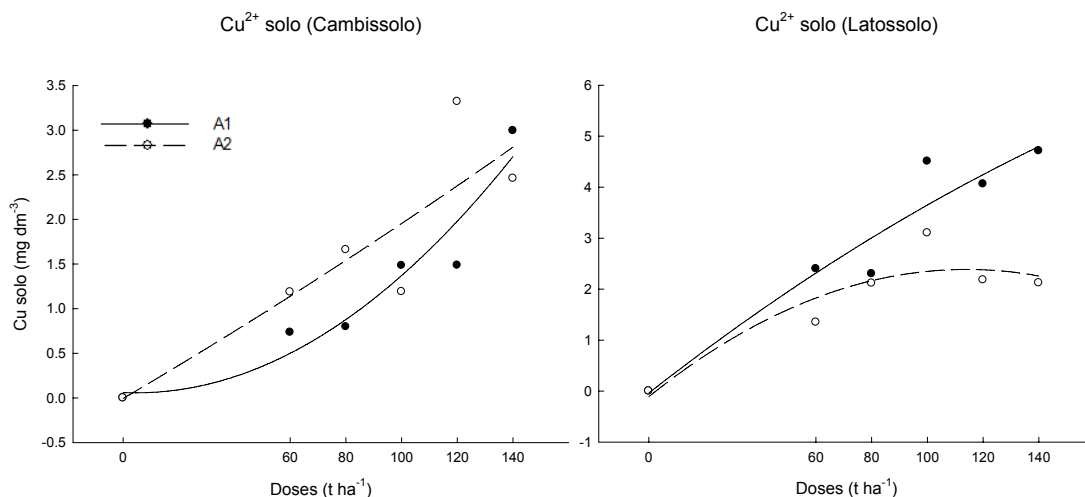


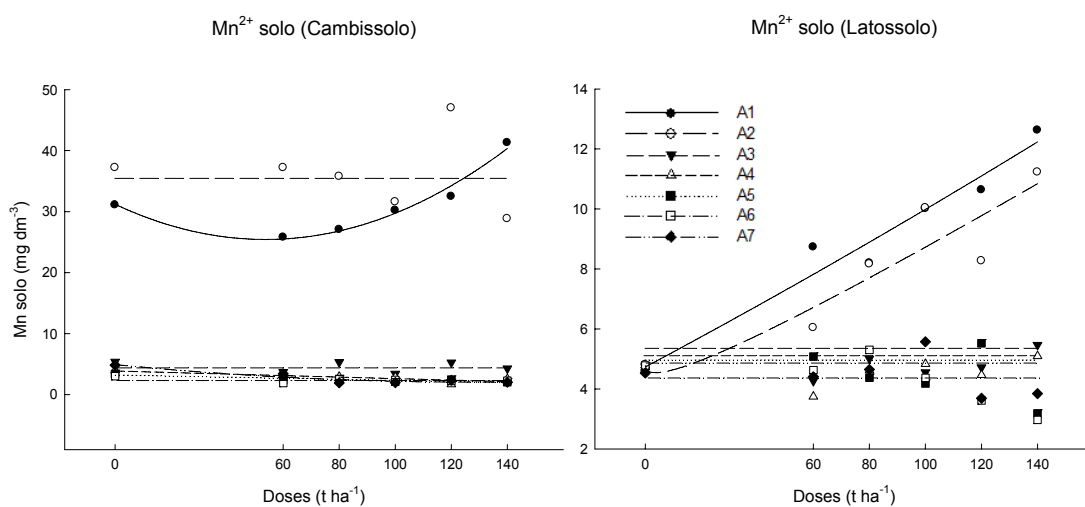
Figura 9: Distribuição do cobre disponível em função de doses crescentes de lodo de esgoto caçado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

Para os valores de Mn^{2+} no Cambissolo foi observada resposta positiva nos teores do elemento com o aumento das doses (Figura 10), no entanto, com a aplicação da menor dose, é observada uma ligeira diminuição nos teores de Mn^{2+} se comparado à testemunha, onde somente a partir da dose $120 t ha^{-1}$ a concentração de Mn^{2+} , superou os valores observados na testemunha. Isto pode ser explicado pelo processo de oclusão dos metais junto a superfície dos constituintes orgânicos e inorgânicos presentes no lodo de esgoto, além do efeito do aumento do pH proporcionado pelo lodo de esgoto, assim diminuindo a disponibilidade do elemento como afirmam Brown et al., (1998). Nas camadas de 10 – 20, 20 – 30 e 50 – 60 cm não obteve-se resposta significativa para as doses, e as camadas 30 – 40, 40 – 50 e 60 – 70 cm, apresentaram diminuição significativa nos teores de Mn^{2+} com o aumento das doses. Essa diminuição pode estar relacionada à formação de pares iônicos. Para o Latossolo foi observada resposta positiva linear para as duas primeiras camadas e para as camadas abaixo de 30 cm, embora não tenha sido observada significância, percebe-se a tendência de diminuição dos teores de Mn^{2+} disponível com o aumento das doses aplicadas, evidenciando mais uma vez a formação de pares iônicos que lixiviaram o elemento ao longo da coluna, ou mesmo devido a diminuição da disponibilidade pelo processo de oclusão do

metal como já mencionado anteriormente. Em ambos os solos mesmo na menor dose (60 t ha^{-1}) foi o suficiente para elevar a concentração do Mn^{2+} acima do nível crítico que é 12 mg dm^{-3} (CFSEMG, 1999).

Observando os valores dos lixiviados percebe-se para o Cambissolo que as lixiviações 1, 2 e 3 foram as que mais contribuíram para os valores do lixiviado total, que por sua vez, respondeu linearmente ao aumento das doses, apresentando um total lixiviado de $3,7 \text{ mg L}^{-1}$ de Mn^{2+} . Para o Latossolo, observa-se que os valores totais lixiviados alcançaram valores de $6,6 \text{ mg L}^{-1}$ nas maiores doses, sendo superior aos valores lixiviados no Cambissolo. Estes valores foram superiores ao limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para consumo humano permitido pela Resolução Nº 396 do CONAMA.

a)



b)

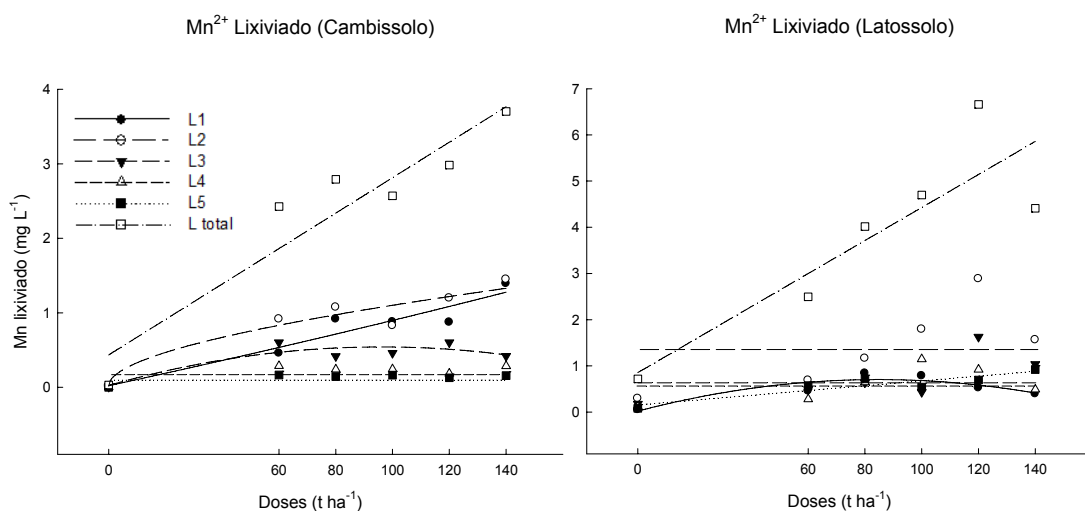


Figura 10: Distribuição do manganês trocável em função de doses crescentes de lodo de esgoto caledado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

Os teores de Fe^{2+} no solo foram alterados devido a aplicação do lodo de esgoto. Para o Cambissolo, foi observada significância apenas para a primeira camada, embora haja tendência de aumento para a segunda camada. Na primeira camada do Cambissolo os valores de Fe^{2+} passaram de 25 mg dm^{-3} para $94,75 \text{ mg dm}^{-3}$, valor este que superou o nível crítico de 45 mg dm^{-3} (CFSEMG, 1999). Para o Latossolo não se observou resposta com o aumento

das doses. Este resultado pode ter sido mascarado pelo alto teor de óxidos de ferro, normalmente presentes nos Latossolos. Estes resultados de aumento na concentração do elemento com o aumento das doses eram esperados tendo em vista o alto teor do elemento apresentado no lodo de esgoto (14000 mg kg^{-1}). Os valores de Fe^{2+} nos lixiviados foram abaixo do limite de detecção do espectrofotômetro de absorção atômica, podendo afirmar que não houve lixiviação de Fe^{2+} . Dados de movimentação e lixiviação de Fe^{2+} causando a eutrofização de águas são bastante limitados na literatura.

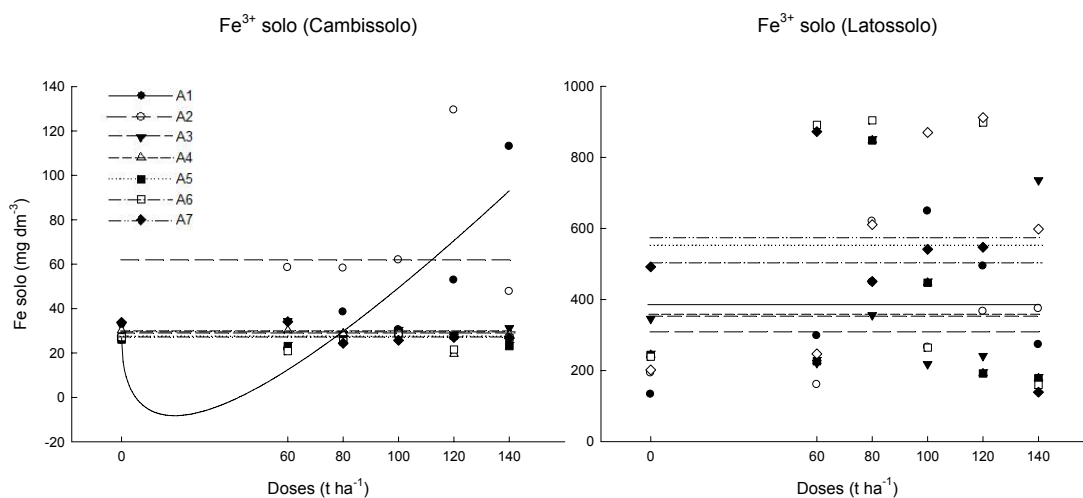


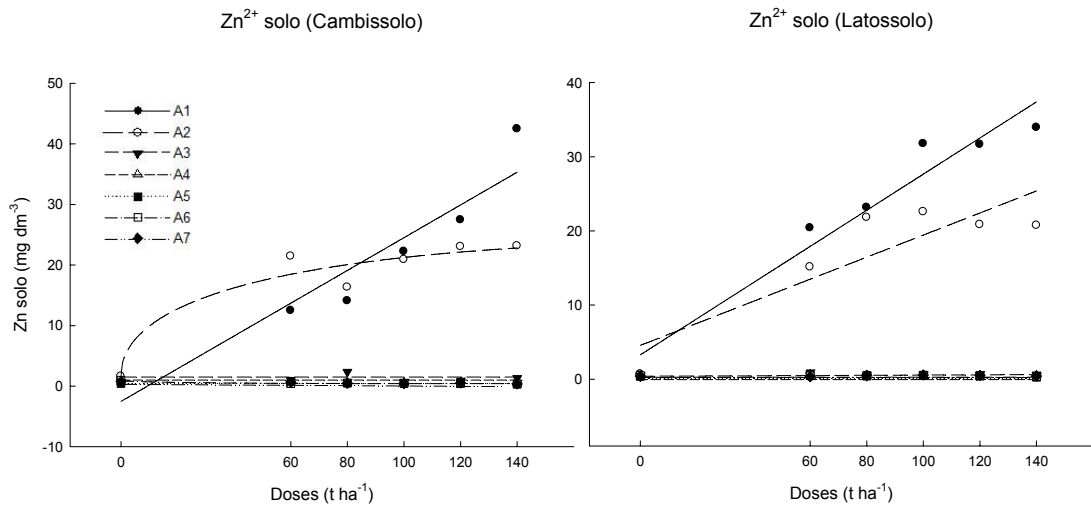
Figura 11: Distribuição do ferro disponível em função de doses crescentes de lodo de esgoto caleado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

Em relação ao íon Zinco, observa-se para ambos os solos que a incorporação das doses de lodo de esgoto causaram um incremento nos teores deste elemento nas duas primeiras camadas, e para o cambissolo esses valores passaram de $1,32 \text{ mg dm}^{-3}$ para $35,27 \text{ mg dm}^{-3}$ e de $1,60 \text{ mg dm}^{-3}$ para $23,08 \text{ mg dm}^{-3}$ para primeira e segunda camadas respectivamente, comparando ambos à testemunha com a maior dose de 140 t ha^{-1} . Para o Latossolo também foi observada resposta linear na qual esses valores na primeira camada foram alterados de $0,65 \text{ mg dm}^{-3}$ para $36,88 \text{ mg dm}^{-3}$ e na segunda camada passaram de $0,65$ para $24,15 \text{ mg dm}^{-3}$. Estes aumentos foram considerados elevados, no entanto eram esperados tendo em vista os altos teores do elemento no lodo de esgoto ($775,5 \text{ mg kg}^{-1}$). Estes valores

superaram o nível crítico do elemento estabelecido pela Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais que é de $2,2 \text{ mg dm}^{-3}$ mesmo na menor dose aplicada. Estes aumento observados apenas nas duas primeiras camadas evidenciaram a baixa mobilidade do elemento no solo. No entanto, estes resultados divergem dos resultados obtidos por McBride (1989), este autor afirma que o elemento Zn^{2+} , quando comparado a outros elementos como Pb e Cu, tende a se ligar aos colóides do solo de modo não específico e tende a ser mais móvel, uma vez que apresenta menor eletronegatividade, sendo supostamente mais disponível para as plantas que os demais metais, e como ocorre na forma catiônica, sua adsorção aumenta com o aumento do pH.

Observando os valores dos lixiviados no Cambissolo, percebe-se que houve resposta apenas para a primeira e segunda lixiviação, não sendo obtida resposta nas demais lixiviações e no lixiviado total. Para o Latossolo não obteve-se resposta nas cinco lixiviações e no lixiviado total, no entanto, este último, apesar de não haver significância a 10 %, observou-se tendência de aumento de lixiviação do elemento com o aumento das doses. Os valores observados nos lixiviados totais para o Cambissolo e para o Latossolo foram $0,37$ e $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente, encontram-se abaixo do limite de 5 mg L^{-1} estabelecido pela resolução do Nº 396 do CONAMA, não havendo portanto, problemas de contaminação de águas por este metal para as doses aplicadas.

a)



b)

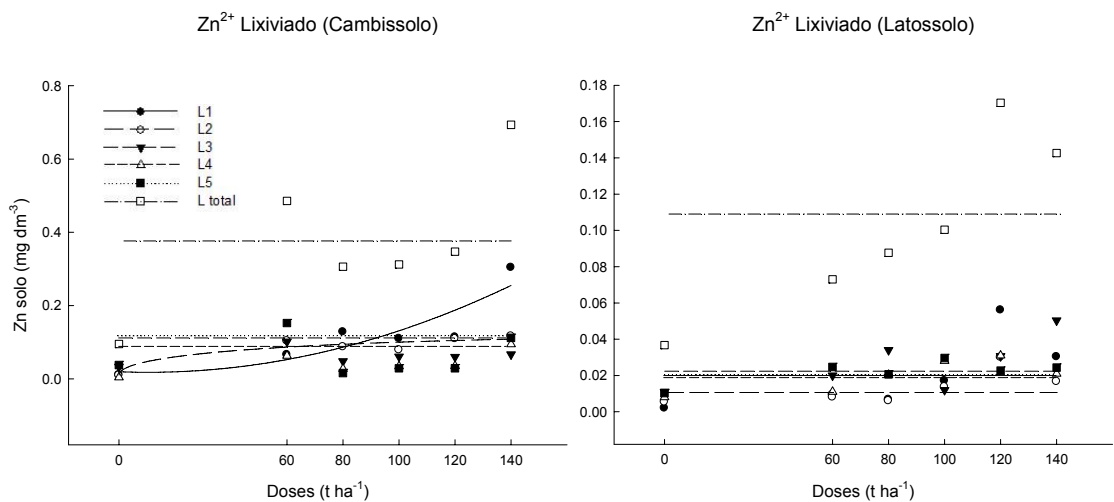


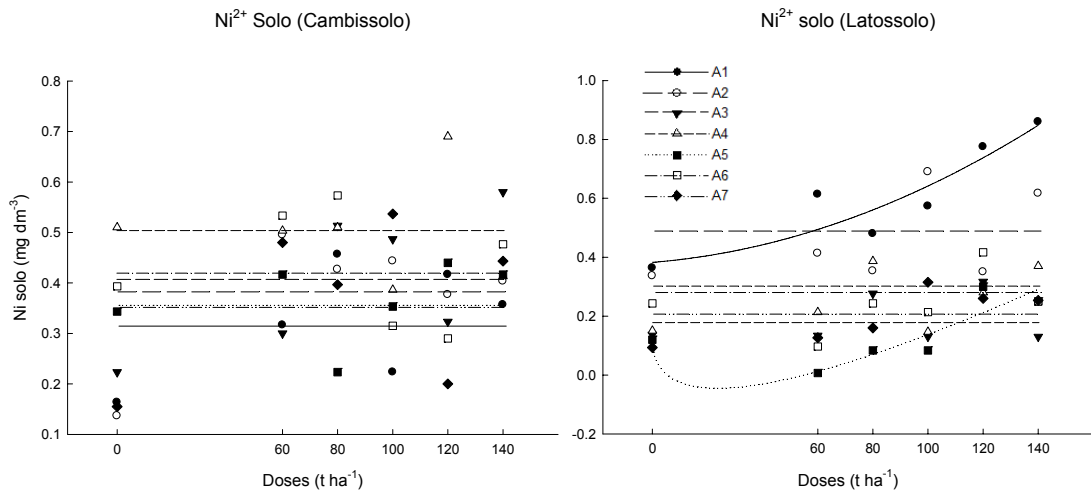
Figura 12: Distribuição e lixiviação do zinco disponível em função de doses crescentes de lodo de esgoto caledado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

Com base na Figura 13. a, observa-se que as doses de lodo de esgoto não alteraram os teores de Ni²⁺ no Cambissolo uma vez que este elemento apresentou-se em baixa concentração no lodo de esgoto (23,3 mg kg⁻¹), valor este bem abaixo do limite máximo estabelecido pelo CONAMA que é de 420

mg kg⁻¹ para que o lodo de esgoto possa ser utilizado na agricultura, além do fato da textura deste solo não favorecer a retenção deste cátion. Para o Latossolo foi observada resposta de aumento nos teores do elemento nas camadas 0 – 10 e 40 – 50 cm, evidenciando que há uma certa mobilidade do elemento no solo. Para os demais camadas, apesar de não ter sido observada significância a 10 %, nota-se tendência de aumento nos teores do elemento com o aumento das doses. Este elemento apresentou resultado semelhante ao observado para o Mn²⁺, em que as primeiras doses de lodo de esgoto atuaram diminuindo a disponibilidade do elemento no solo, provavelmente devido o processo de oclusão do metal pesado, como já mencionado anteriormente, onde somente com a dose de 120 t ha⁻¹ é que a concentração do elemento superou o valor observado para a testemunha. Experimentos realizados por Gomes et al., (1997); Wang et al., (1997) e Amaral Sobrinho et al., (1997), em solos tratados com sais ou resíduos diversos, revelaram que o Ni²⁺ tem sido encontrado preferencialmente na fração residual e ocluído junto aos óxidos de ferro de alumínio, e que, quanto maior o tempo de incubação desse elemento no solo, maior é a fração que aparece ligada à forma residual, isto pode explicar a diminuição da disponibilidade com as menores doses de lodo de esgoto aplicadas.

Não se obteve resposta nos lixiviados (Figura 13. b), exceto para o Latossolo no lixiviado 2 que respondeu linearmente ao aumento das doses. Os valores de lixiviados totais em ambos os solos, 0,142 e 0,126 mg L⁻¹ para o Cambissolo e para o Latossolo, respectivamente estão acima do limite para consumo humano segundo a resolução Nº 396 do CONAMA. Doner (1978), realizando estudo em colunas de solo, verificou a mobilidade de Ni²⁺ na presença de soluções de sulfato, cloreto e perclorato de sódio, em razão da alta constante de estabilidade apresentada pelo clorocomplexo do metal, que propiciam a formação e mobilidade do complexo formado.

a)



b)

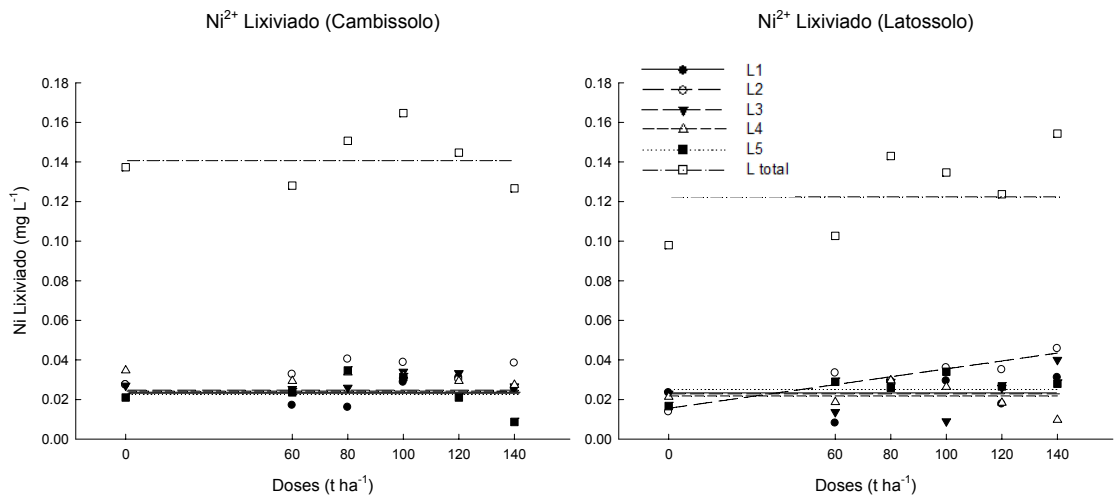


Figura 13: Distribuição e lixiviação do níquel disponível em função de doses crescentes de lodo de esgoto caledado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

Foram determinadas os teores de Pb, Cd e Cr, em que somente foi encontrada leitura para os valores de Pb no solo, no entanto, o mesmo não respondeu com o aumento das doses de lodo de esgoto. Estes resultados eram esperados, uma vez que estes foram os elementos que apresentaram-se em menor concentração neste resíduo.

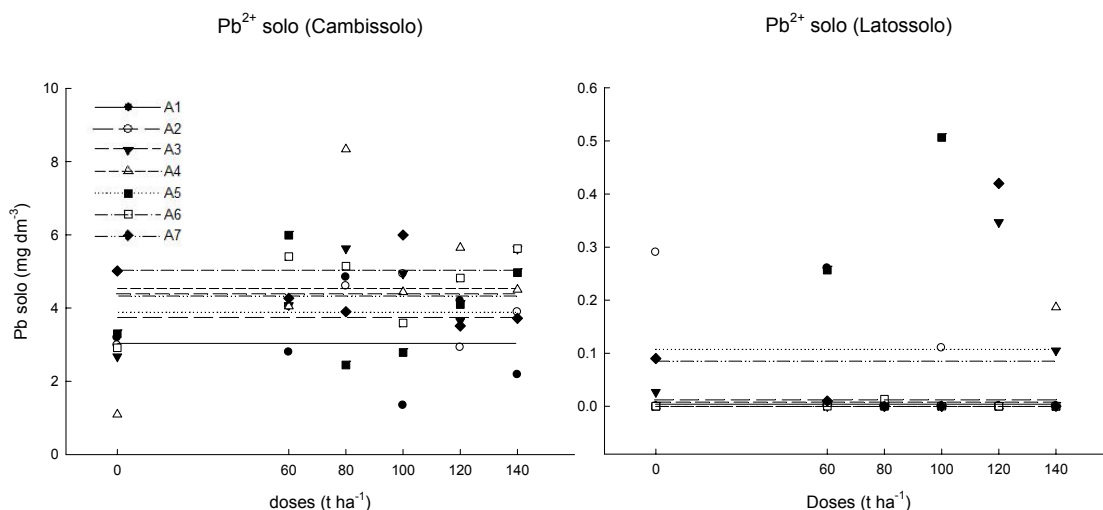


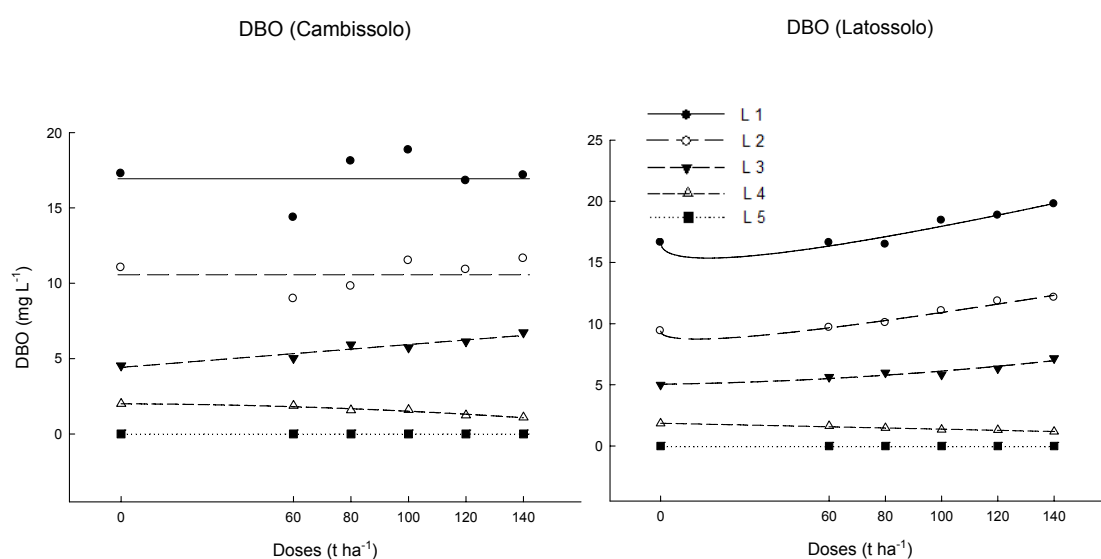
Figura 14: Distribuição do chumbo disponível em função de doses crescentes de lodo de esgoto calcado, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

A matéria orgânica fornecida pelo lodo de esgoto foi quantificada nos lixiviados pela DQO e pela DBO (Figura 15. a e 15. b). Observando os valores da demanda bioquímica de oxigênio no Cambissolo, nota-se que esses valores de DBO foram diminuindo com as sucessivas lixiviações, havendo resposta positiva linear entre doses e DBO na terceira lixiviação e resposta negativa quadrática na quarta lixiviação, atingindo valor $0,0 \text{ mg L}^{-1}$ na quinta lixiviação, não sendo obtida resposta nas demais. Para o latossolo obteve-se resposta em todas as lixiviações, exceto na última lixiviação que mais uma vez atingiu valor $0,0 \text{ mg L}^{-1}$. Para o resultado de DQO no Cambissolo, observou-se resposta nas lixiviações 1, 2 e 4, embora haja tendência de aumento de QDO nos lixiviados com o aumento das doses para todas as lixiviações. Para o Latossolo essas respostas foram observadas em todas as lixiviações, exceto na lixiviação 2 que embora não significativo, apresenta tendência de aumento. Os valores encontrados para DBO e DQO, quando comparados com outras águas residuárias, não foram elevados. Os esgotos domésticos, por exemplo, tem em média, valores de 350 e 600 mg L^{-1} de DBO e DQO, respectivamente (Von Sperling, 2005). Isso mostra que ambos os solos reteram a carga orgânica proveniente do lodo de esgoto. Observando os valores de DQO, nota-se que as lixiviações 1 e 2 foram as mais significativas para o Cambissolo e para o

Latossolo, embora neste último solo não obteve-se resposta significativa a 10 % na segunda lixiviação, sendo observada apenas tendência de aumento.

Fazendo-se a comparação dos resultados obtidos com as diferentes classes de água, a resolução Nº 20 do CONAMA, impõe os limites máximos de DBO de 3, 5, 10, 5, 10 e 5 mg L⁻¹ para as águas de classe 1, 2, 3, 5, 6 e 7 na qual a primeira lixiviação superou esses limites. Como os valores de DQO foram superiores aos observados para a DBO pode-se concluir que o lixiviado é caracterizado pela predominância de material oxidável quimicamente, porém não bioquimicamente.

a)



b)

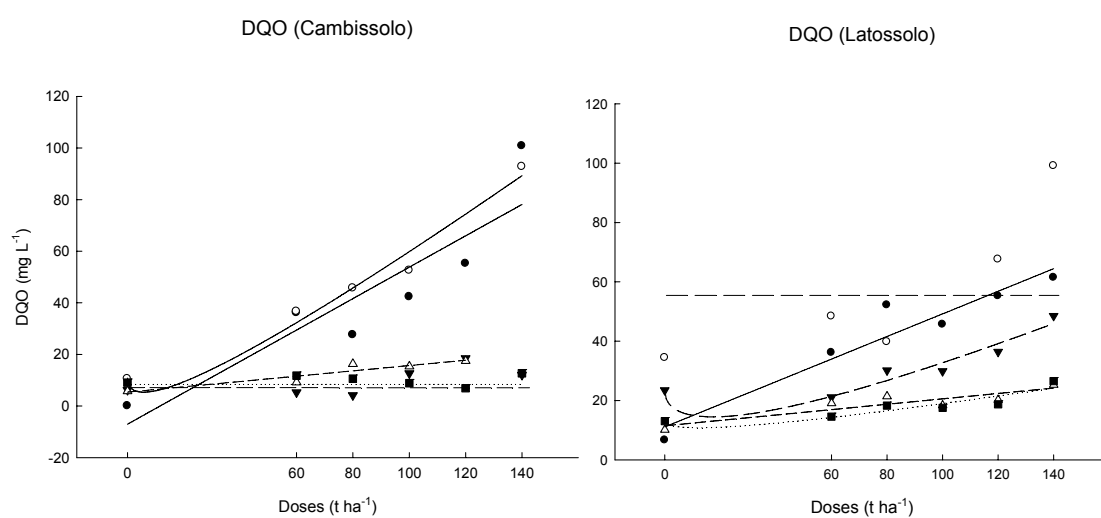


Figura 15: DBO e DQO em função de doses crescentes de lodo de esgoto caledo, após aplicação de cinco lixiviações com água deionizada.

5.CONCLUSÕES

A caracterização do solo após aplicação das doses de lodo de esgoto, bem como a distribuição dos íons nas colunas e a caracterização dos lixiviados recolhidos nas condições experimentais desse trabalho permitem concluir que:

1. O lodo de esgoto caleado é eficiente na correção do pH do Latossolo e do Cambissolo.
2. Foi observada alta lixiviação de NO_3^- , acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA no Cambissolo, e no Latossolo. Os altos teores de matéria orgânica presentes originalmente nesse solo pode ter mascarado os resultados.
3. O lodo de esgoto caleado elevou os teores de Ca^{2+} no solo, mostrando que a higienização pelo método da caleação é eficiente devido o baixo custo e incorporar este nutriente ao resíduo.
4. As maiores doses de lodo de esgoto aumentaram os teores dos metais Cu, Fe, Mn, Ni, Zn atingindo seus respectivos níveis críticos, sendo observada ainda grande lixiviação do Mn.
5. As doses 120 e 140 t ha⁻¹ são adequadas para correção do pH no Latossolo e no Cambissolo, sendo estas doses adequadas também

para o fornecimento de cátions e dos micronutrientes em quantidades adequadas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADDISCOTT, T. M. Measuring and modeling nitrogen leaching: parallel problems. *Plant and soil*, 181: 1- 6, 1996.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 21:9-16, 1997.
- ANDREOLI, C.V. Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agrossistema. 1999. (Tese Doutorado), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.
- ANGLIAN WATER. Manual of good practice for utilisation of sewage sludge in agriculture. Cambridgeshire, 53 p. 1991.
- ANJOS, A.R.M. Lixiviação de espécies químicas em Latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1999. 191p. (Tese de Doutorado)

- ALVES, W. L. Efeito do composto de lixo urbano em um solo arenoso e em plantas de sorgo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, 23: 729-736, 1999.
- BERTON, R. 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, 13: 187-192, 1989.
- BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23: 737-744, 1999.
- BETTIOL, W; CAMARGO, O. A. Lodo de esgoto: impactos ambientais na abicultura. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 349 p. 2006.
- BETTIOL, W; CARVALHO, P. C. T; FRANCO, B. J. D. C. Utilização do lodo de esgoto como fertilizante. *O Solo*, 75: 44 – 54, 1983.
- BROWN, S. L; CHANEY, R. L; ANGLE, J. S; RYAN, J. A. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolids-amended soils. *Journal of environmental quality*, 27: 1071-1078, 1998.
- CARMO, J. B. Impacto da aplicação de bio-sólidos na atividade microbiana do solo.– Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2001. 105p. Dissertação (Mestrado).
- COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais*. 5. ed. Lavras, 1999. 359 p.

- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Aplicação de biossólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas- Critérios para projeto e operação (p-4230). São Paulo: CETESB, 1999.
- COGGER, C. G.; BARY, A. I.; SULLIVAN, D. M. & MYHRE, E. A. Biosolids processing effects on first and second year available nitrogen. Soil Science Society of America Journal, 68: 162-167, 2004.
- COKER, E. G.; MATTHEWS, P. J. Metais in sewage sludge and their potencial effects in agriculture. Water Sci. Technol., Kidington, 15: 209-225, 1983.
- Conselho Nacional de Meio Ambiente Resolução Nº 375, 2006.
- Conselho Nacional de Meio Ambiente Resolução Nº 396, 2008.
- CRIPPS, R. W.; MATOCHA, J. E.. Effects of sewage sludge application to ameliorate iron deficiency of grain sorghum. Commun. Soil Sci. Plant Anal., Monticello, 22: 1931-1940, 1991.
- DA ROS, C. O. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, 17: 257-261, 1993.
- DEBOSZ, K. et al. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. Applied Soil Ecology, Amsterdam, 19:237-248, 2002.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 212 p, 1997.

- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Biosolids generation, use, and disposal in the United States. S.I.: EPA 530-R-99-009, Sept. 1999. 74p
- EPSTEIN, E.; TAYLOR, J.M. & CHANEY, R.L. Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. *Journal of environmental quality*. 5: 422- 426, 1976.
- FERNANDES, M. S.; ROSSIELLO, R. O. P. Mineral nitrogen in physiology and plant nutrition. *Critical Reviews in plant sciences*, 14: 111- 148. 1995.
- FERNANDES, F. Tratamento de esgoto e geração de lodo. In: Bettiol, W & Camargo, O.A. eds, *Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto*, Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. 45-67, 2000.
- FIA. R; MATOS, A. T; AGUIRRE, C. I. Características químicas de solo adubado com doses crescentes de lodo de esgoto calcado. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa, 13: 287-299, 2005.
- GEBRIM, F. A; SILVA, I. R; NOVAIS, R. F; VERGÜTZ. L; PROCÓPIO. L, C; NUNES. T, N; JESUS. G, L. Lixiviação de cátions favorecida pela presença de ânions inorgânicos e ácidos orgânicos de baixa massa molecular em solos adubados com camas de aviário. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32, 2008.
- GOMES, C.S. Experiência da SANEPAR com Ralf=Rafa=Uasb cilíndrico, tronco cônicos e paralelepíedicos e sugestão de uso do modelo mais adequado para cada caso. *Sanare*. Curitiba: SANEPAR, 7: 85 – 94, 1997.

- GOMES, S. B. V. Utilização de lodo de esgoto como fertilizante para a cultura do milho: efeitos no solo e na planta. Recife: UFRPE, 2004. 54p. Dissertação (Mestrado)
- HARDING, S.A.; CLAPP, C.E. & LARSON, W.E. Nitrogen availability and uptake from field soils five years after addition of sewage sludge. *Journal of environmental quality*. 14:95-100, 1985.
- HUETE, A.R. & McCOLL, J.G. Soil cation leaching by "acid rain" with varying nitrate-to-sulfate ratios. *J. Environ. Qual.*, 13:366-371, 1984.
- JALALI, M. & ROWELL, D.L. The role of calcite and gypsum in the leaching of potassium in a sandy soil. *Exper. Agric.*, 39:379-394, 2003.
- JÉGOU, D.; HALLAIRE, V.; CLUZEAU, D.; TRÉHEN, P. Characterization of the burrow system of the earthworms *Lumbricus terrestris* and *apporectodea giardi* using X-ray computed tomography and image analysis. *Biol. Fertil. Soils*, 29: 314- 318, 1999.
- KORENTAJER, L. A review of the agricultural use of sewage sludge: benefits and potential hazards. *Water S.A.*, 17: 189-196, 1991.
- LOGAN, T.J.; HARRISON, B.J.; McAVOY, D.C.; GREFF, J.A. Effects of olestra in sewage sludge on soil physical properties. *Journal of Environmental Quality*, 25:153-161, 1996.
- MARQUES V.S. Efeitos de zinco e cádmio em arroz (*Oryza sativa* L.) cultivado com solução nutritiva e em solo tratado com lodo de esgoto enriquecido. Itaguaí, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1997. 146p. Tese de (Mestrado).

- MCBRIDE, M.B; RICHARDS, B. K; STEENHUIS, T; SPIERS, G. Long-term leaching of trace elements in a heavily sludge-amended silty clay loam soil. *Soil sci.*, v. 164, p. 613-623, 1989
- MELO, W. J. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, 18: 449-455, 1994.
- MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: Bettiol, W.; Camargo, O. A (Ed.). *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 109- 142, 2000.
- NAIDU, R.; SYERS, J.K.; TILLMAN, R.W.; KIRKMAN, J.H. Effect of liming and added phosphate on charge characteristics of acid soils. *Journal of Soil Science*, Oxford, 41:157-164, 1990.
- OLIVEIRA, F. C. et al. Efeito da aplicação de lodo de esgoto em Latossolo vermelho-escuro textura média e em sorgo granífero. In: *Congresso Brasileiro de Ciências do Solo*, 24, 1993.
- OLIVEIRA, F.H.T.; NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; CANTARUTTI, R.B. & BARROS, N.F. Fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V. & COSTA, L.M., eds. *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2: 393-486, 2002.
- PAULINO. R, C; THOMAZ-SOCCOL. V. Tratamento anaeróbio de esgoto e sua eficiência na redução da viabilidade de ovos de helmintos. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*. 34: 421-428, 2001.

- PINTO, M.T. Higienização de lodos. In: ANDREOLI, C. V.; von SPERLING, M.; FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: DESA/UFMG; SANEPAR. 2001. 484p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).
- QAFOKU, N.P.; SUMNER, M.E. & RADCLIFFE, D.E. Anion transport in columns of variable charge subsoils: Nitrate and chloride. *Journal of Environmental Quality*. 29: 484-493, 2000.
- RICHARDS, L.A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington DC, US Department of Agriculture, 1954. 160p. (USDA Agricultural Handbook, 60).
- RIDDELL-BLACK, D. Development of a water industry manual for biosolids use in short rotation forestry. *Biomass and Bioenergy*, Oxford. 15: 101-107, 1998.
- RAIJ, B. van; SILVA, N. M.; BATAGLIA, O. C.; QUAGGIO, J. A.; HIROCE, R.; CATARELLA, H.; BELLINAZZI JUNIOR, R.; DECHEN, A. R.; TRANI, P. E. Recomendação de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônomo, 1996. 285 p. (Boletim técnico, 100).
- SILVA, F. C. da *et al.* Características agrotecnológicas, teores de nutrientes e de metais pesados em cana-de-açúcar (soqueira), cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. In: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo, 25, 1995, Viçosa. *Anais...* Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo/Universidade Federal de Viçosa, 1995, p.2279-2287.
- SILVA, F. C. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 33: 1-8, 1998.

- SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLIH.B.; PEXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 36: 831-840, 2001.
- SIMEONI, L. A. Effect of a small-scale composting of sewage sludge on heavy metal availability to plants. *Journal of environmental quality*, 13: 264-268, 1984.
- SIMONETE, M. A. Efeito do lodo de esgoto nas propriedades químicas de um solo Podzólico vermelhoamarelo. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19., 1998, Foz do Iguaçu. *Anais...Foz do Iguaçu*: (s.n.), 1998.
- SMYTH, T.J.; SANCHEZ, P.A. Effects of lime, silicate and phosphorus application to an Oxisol on phosphorus sorption and ion retention. *Soil Science Society of America. Journal*, Madison, 44:500-505, 1980.
- STARK, S.A. & CLAPP, C.E. Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge in a field experiment. *Journal of Environmental Quality*. 9: 505-512, 1980.
- TEDESCO, M.J. Análise de solo, plantas e outros minerais. UFRGS: Depto. de Solos. Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, 174p, 1995.
- TIUNOV, A. V.; SCHEU, S. Microbial respiration, biomass, biovolume and nutrient status and borrow walls of *Lumbricus terrestris* L. (Lumbricidae). *Soil Biology and biochemistry*, 31: 2039- 2048, 1999.
- United States Environmental Protection Agency. 40 CFR – Part 503. Standards for the use and disposal of sewage sludge. Federal Region, Washington, 58: 9387-9415, 1993.

- VON SPERLING, M. (2005). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 3ª ed., 452 p.
- WANG, M.J. Land application of sewage sludge in China. *Science of the Total Environment*, 197: 149-160, 1997.
- WISNIEWSKI, C. NETO, J.A.; PEREIRA, A.M. et al. Uso do lodo de esgoto da ETE- Belém na recuperação de áreas degradadas por mineração de calcário. *Sanare, Curitiba*, v. 5, n. 5, p.76-86. 1996.

6. APÉNDICE

Quadro 5: Análise de variância do pH (H₂O) e pH (KCl) dos solos, considerando as doses de lodo de esgoto no dois solos estudados.

pH H ₂ O														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	0.03484	1	0.1089	1	0.317344	1	0.918402**	1	0.284444**	1	0.288011**	1	0.007225
Dose d/S1	5	0.50404**	5	0.33856**	5	0.269636	5	0.0199288	5	0.075943**	5	0.07083667	5	0.07277
Dose d/S2	5	1.24699**	5	1.53594**	5	0.264768	5	0.013578	5	0.0071388	5	0.0047788	5	0.00634667
Resíduo	24	0.023892	24	0.032369	24	0.113147	24	0.018813	24	0.00675833	24	0.03775278	24	0.00375278
CV	2.61		3		6.41		2.83		1.74		4.11		1.3	

pH KCl														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	0.16133	1	0.3080*	1	0.49*	1	0.066**	1	0.059**	1	0.068**	1	0.091
Dose d/S1	5	1.120**	5	1.004**	5	0.1367	5	0.0014	5	0.00048	5	0.0006	5	0.00018
Dose d/S2	5	1.594**	5	1.592**	5	0.3306	5	0.0132	5	0.00414	5	0.00712	5	0.0033*
Resíduo	24	0.0658	24	0.06197	24	0.11365	24	0.00305	24	0.0019	24	0.00177	24	0.0005
CV	4.83		4.69		7.56		1.33		1.06		1.02		0.56	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Quadro 6: Análise de variância da CE, Na solúvel dos solos, considerando as doses de lodo de esgoto no dois solos estudados.

CE														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	2653.96**	1	2864.03**	1	8127.03**	1	11420.30**	1	13716.3092	1	14747.26**	1	11941.02**
Dose d/S1	5	316.295**	5	530.477**	5	119.151	5	34.3088	5	26.4996	5	260.7479	5	147.5401**
Dose d/S2	5	1028.18**	5	2138.48**	5	2880.35	5	453.2608**	5	571.9845	5	2230.94**	5	1333.1062**
Resíduo	24	50.97542	24	127.2097	23	833.6957	23	99.28043	23	114.4228	24	354.5658	24	129.51049
CV	12.82		19.36		56.26		19.56		21.7		33.23		21.28	

Na Solúvel														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	0.0009	1	2.856	1	0.9164	1	0.0001	1	1.0654	1	14.884	1	0.8422
Dose d/S1	5	4.3673	5	2.4922	5	2.2351	5	2.4676	5	4.426**	5	3.0934	5	4.3143
Dose d/S2	5	4.1048*		1.5719	5	0.2399	5	2.0273	5	1.7859	5	2.0693	5	1.9316
Resíduo	21	1.6639	20	2.7879	22	1.8814	23	2.8582	22	1.4299	21	3.6669	20	1.9939
CV	27.85		38.7		39.25		43.72		32.69		45.38		32.96	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Quadro 7: Análise de variância do Ca e do Mg trocável dos solos, considerando as doses de lodo de esgoto no dois solos estudados.

Ca Trocável														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	1892.68**	1	1814.76**	1	7.1378	1	11.04	1	93.05817**	1	176.7138**	1	235.3156**
Dose d/S1	5	3143.44**	5	31.6854**	5	371.4877	5	434.211	5	2.431072**	5	0.6100313	5	0.519552**
Dose d/S2	5	2052.64**	5	2116.51**	5	346.702**	5	66.7813**	5	38.8220**	5	25.79100**	5	41.46016**
Resíduo	24	51.3443	24	67.8297	24	119.1424	23	21.91	24	2.3383639	23	0.61813	24	3.6539
CV	10.31		11.7		38.07		27.21		10.59		5.34		13.05	

Mg Trocável														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	2.26121**	1	2.54934**	1	0.51600**	1	0.585225	1	0.134444*	1	0.05213611	1	4.8693777**
Dose d/S1	5	0.48632**	5	0.236765	5	0.138526	5	0.0112588	5	0.01303222	5	0.10599556	5	0.0397255
Dose d/S2	5	0.88726**	5	0.99092**	5	0.106328	5	0.694528	5	0.007885	5	0.0532188	5	0.983472
Resíduo	23	0.143475	24	0.175142	24	0.073658	24	0.3079972	24	0.0288027	24	0.07979444	24	0.55318056
CV	4.37		4.89		3.56		7.6		2.32		3.82		9.8	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Quadro 8: Análise de variância do potássio e do nitrato nos solos, considerando as doses de lodo de esgoto no dois solos estudados.

K trocável														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	2.4005**	1	4.0189**	1	1.4684	1	0.1406	1	0.1147	1	0.1006	1	0.8907**
Dose d/S1	5	0.1175	5	0.0442	5	0.137**	5	0.0691	5	0.051	5	0.0455	5	0.1142
Dose d/S2	5	0.0686	5	0.1328	5	0.0102	5	0.1545	5	0.0693	5	0.2079	5	0.0142
Resíduo	23	0.0508	23	0.0499	22	0.0154	21	0.1344	22	0.0765	20	0.2124	23	0.0546
CV	21,45		19,88		19,78		64,63		59,32		75,72		43,22	

Nitrato														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	40.1301**	1	139.862**	1	0.06027	1	0.54145	1	0.924077	1	14.58985	1	3.367225
Dose d/S1	5	7.72246**	5	16.9292**	5	1.02368	5	4.6623	5	11.09457	5	3.720462	5	0.483757
Dose d/S2	5	5.9591**	5	4.783444	5	10.84467	5	10.61706	5	15.2002**	5	12.2853	5	7.8904
Resíduo	24	2.01811	24	93.65169	24	2.76245	24	6.573747	23	2.9213745	24	6.7992583	24	4.4017764
CV	28.24		29.29		41.02		49.2		35.46		46.19		50.8	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Quadro 9: Análise de variância do Cu e Mn dos solos, considerando as doses de lodo de esgoto no dois solos estudados.

Cu disponível				
	A1		A2	
FV	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	23.256**	1	0.336
Dose d/S1	5	3.053**	5	3.355*
Dose d/S2	5	9.46**	5	2.937
Resíduo	22	0.624	22	0.8326
CV	37.5		55.75	

Mn disponível														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	3801.26**	1	6994.75**	1	0.2433	1	27.0034**	1	33.7514**	1	31.5293**	1	0.7429**
Dose d/S1	5	68.7473	5	116.5904	5	2.2945	5	1.5925**	5	0.709	5	0.3347	5	3.1206*
Dose d/S2	5	19.0391**	5	16.375	5	0.4163	5	0.6319	5	1.761	5	2.1553	5	1.0814
Resíduo	20	42.5498	23	73.6124	23	2.0942	23	0.7739	23	0.675	22	0.8296	22	0.7429
CV	33.08		38.09		31.14		23.9		23.84		27.04		24.57	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Quadro 10: Análise de variância do Fe e Zn dos solos, considerando as doses de lodo de esgoto no dois solos estudados.

Fe disponível														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	894769.5**	1	506317.5**	1	773780.06**	1	803945.7**	1	2048701.9**	1	1862210.2**	1	2110221.5**
Dose d/S1	5	3291.56**	5	2668.62**	5	20.52	5	49.0167*	5	21.0735	5	27.6476	5	47.6876
Dose d/S2	5	80743.5**	5	65192.2*	5	77879.6*	5	129281.3**	5	277488.6**	5	111236.1	5	200187.5*
Resíduo	17	2434.7	19	10519.2	19	4675.1	17	123.228	18	771.04	20	19710.03	19	17908.2**
CV	23.73		53.45		41.32		7.03		11.6		55.84		50.48	

Zn disponível														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	100.1*	1	10.4263	1	2.9039**	1	0.0132	1	0.0015	1	0.0258	1	0.0212
Dose d/S1	5	468.82**	5	199.92*	5	1.324	5	0.0503	5	0.0464	5	0.1551	5	0.0521**
Dose d/S2	5	435.25**	5	199.67*			5	0.0321	5	0.0763	5	0.0243	5	0.0191
Resíduo	17	16.5677	21	59.6364	21	0.3865	23	0.0284	23	0.0318	23	0.0523	22	0.0087
CV	19.62		45.75		75.34		35.27		38.47		46.62		19.2	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Quadro 11: Análise de variância do Ni e equivalente de umidade dos solos, considerando as doses de lodo de esgoto no dois solos estudados.

Ni disponível														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	0.6803**	1	0.0452	1	0.3521**	1	0.4296**	1	0.4802**	1	0.3262**	1	0.2992**
Dose d/S1	5	0.0379	5	0.0447	5	0.0533	5	0.0263	5	0.0189	5	0.0377	5	0.0629*
Dose d/S2	5	0.0955	5	0.0597	5	0.0213	5	0.0332	5	0.0319	5	0.0314	5	0.0191
Resíduo	23	0.031	22	0.0618	22	0.0271	20	0.0258	23	0.0295	23	0.021	21	0.0151
CV	38.49		60.66		56.36		44.04		68.28		43		42.56	

EU														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	0.0413**	1	0.05507**	1	0.1981**	1	0.70551*	1	0.18669**	1	0.2231**	1	0.1817**
Dose d/S1	5	0.00073	5	0.00003	5	0.00004	5	0.00002	5	0.0014	5	0.00253	5	0.00326
Dose d/S2	5	0.0018	5	0.00143	5	0.00001	5	0.29004	5	0.00027	5	0.00053	5	0.000672
Resíduo	24	0.00096	24	0.00086	24	0.00003	24	0.1451	24	0.00095	24	0.00118	24	0.00175
CV	12.35		12.13		2.52		134.38		13.5		15.24		18.6	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Quadro 12: Análise de variância da porosidade total e da densidade do solo, considerando as doses de lodo de esgoto no dois solos estudados.

PT														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	160.001**	1	372.393**	1	1898.99**	1	1556.631*	1	631.567*	1	1145.28**	1	978.209**
Dose d/S1	5	6.5779	5	42.618**	5	56.0206**	5	12.2299	5	264.916	5	15.9767	5	6.9393
Dose d/S2	5	5.0877	5	8.7017	5	1.417	5	11.7071	5	13.0657	5	21.546	5	7.4821
Resíduo	24	5.2302	24	6.1544	24	6.5205	24	10.752	24	126.207	24	8.771	24	19.257
CV	3.88		4.21		4.79		6.15		20.58		5.82		8.09	

DS														
	A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	0.0630**	1	0.1276**	1	1.2023**	1	0.8936**	1	0.7989**	1	0.5898**	1	0.6293**
Dose d/S1	5	0.00261*	5	0.00261	5	0.03358**	5	0.00192	5	0.000676	5	0.00522	5	0.01071
Dose d/S2	5	0.00139	5	0.00116	5	0.00158	5	0.001309	5	0.00008	5	0.00449	5	0.004559
Resíduo	24	0.00193	24	0.00181	24	0.00533	24	0.00182	24	0.00127	24	0.00299	24	0.00659
CV	4.23		4.05		5.86		3.45		2.84		4.27		6.62	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Quadro 13: Análise de variância do nitrato e Mn nos lixiviados considerando as doses de lodo de esgoto nos dois solos estudados.

Nitrato												
	L1		L2		L3		L4		L5		Ltotal	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	705.61**	1	217.26**	1	69**	1	76.85**	1	16.70**	1	39.0021**
Dose d/S1	5	2.05**	5	10.14**	5	1.60**	5	1.16	5	0.22**	5	38.43151**
Dose d/S2	5	15.36**	5	1.67	5	3.01	5	1.07	5	1.73	5	8.121058
Resíduo	24	1.54	24	2.41	24	2.05	24	0.95	24	0.54	24	14.2883
CV	23.36		37.29		48.18		36.23		51.94		22.79	

Mn												
	L1		L2		L3		L4		L5		Ltotal	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	0.5426777	1	2.13646944	1	0,9025*	1	1.4121361*	1	1,918225**	1	18.062
Dose d/S1	5	0,658258**	5	0,73108889**	5	0,143968*	5	0,034516**	5	0,012328**	5	4.692**
Dose d/S2	5	0.2442189	5	2.51435222	5	0,816355*	5	0.4530622	5	0.2392055	5	12.343
Resíduo	24	0.1791638	24	1.848408	24	0.13605833	24	0.19023056	24	0.04946389	24	4.354
CV	66.83		117.62		63.9		108.21		61.01		66.74	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Quadro 14: Análise de variância do Zn e do Ni nos lixiviados considerando as doses de lodo de esgoto nos dois solos estudados.

Zinco												
	L1		L2		L3		L4		L5		Ltotal	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	0.09302**	1	0.044802**	1	0.011736**	1	0.00490**	1	0.0144	1	0.6561**
Dose d/S1	5	0.029395**	5	0.004515**	5	0.001373	5	0.003085	5	0.009232	5	0.11999
Dose d/S2	5	0.001272	5	0.000232**	5	0.000738	5	0.000205	5	0.0000988	5	0.00693
Resíduo	24	0.004436	24	0.0005055	24	0.00065	24	0.00095	24	0.0054944	24	0.02481
CV	93.29		45.73		56.30		99.07		173.27		66.24	

Níquel												
	L1		L2		L3		L4		L5		Ltotal	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	0.0000111	1	0.00001111	1	0.00017778	1	0,001344*	1	0.0001	1	0.002669
Dose d/S1	5	0.0001156	5	0.00010333	5	0.00003556	5	0.00005889	5	0,000253*	5	0.000659
Dose d/S2	5	0.0003066	5	0,00044556	5	0.00036889	5	0.000126	5	0.00018667	5	0.001488
Resíduo	24	0.0001472	24	0.00011389	24	0.00015833	24	0.00018056	24	0.00008333	24	0.000878
CV	50.79		30.98		47.18		50.38		36.51		22.08	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Quadro 15: Análise de variância da DBO e DQO nos lixiviados considerando as doses de lodo de esgoto nos dois solos estudados.

DBO										
	L1		L2		L3		L4		L5	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	4.41	1	0.022	1	0,87**	1	0,10**	1	0
Dose d/S1	5	6.95	5	3.27	5	1.86	5	0.36	5	0
Dose d/S2	5	5.94	5	3.96	5	1.58	5	0.17	5	0
Resíduo	24	2.98	24	0.62	24	0.028	24	0.011	24	0
CV	9.90		7.43		2.89		7.07		.	

DQO										
	L1		L2		L3		L4		L5	
FV	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR	GL	QMR
Solo	1	6.027	1	8007.8	1	4265,61**	1	435.55**	1	593.40**
Dose d/S1	5	3372.44**	5	2367,04**	5	92.30	5	71.25	5	13.50
Dose d/S2	5	1170.3	5	6292.8	5	294.39	5	75.23	5	65.93
Resíduo	24	458.6	24	3958.4	24	172.52	24	51.44	24	24.24
CV	49.5		106.7		63.43		46.1		35.07	

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

Equações de regressão das diferentes variáveis analisadas no solo.

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

pH (H₂O)

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = 5,08 - 0,005 X + 0,15^* X^{0,5}$	0,92	A1	$\hat{y} = 4,71 - 0,002 X^{**} + 0,151^* X^{0,5}$	0,97
A2	$\hat{y} = 5,29 - 0,001^* X + 0,09^{**} X^{0,5}$	0,93	A2	$\hat{y} = 4,63 + 0,029 X^{**} - 0,0001^{**} X^2$	0,98
A3	$\hat{y} = 5,08 + 0,004^* X$	0,91	A3	$\hat{y} = 4,68 + 0,005^{**} X$	0,88
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 5,01$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 4,69$	
A5	$\hat{y} = 5,09 - 0,007 X^{**} + 3,99 e-05^{**} X^2$	0,87	A5	$\hat{y} = \bar{x} = 4,61$	
A6	$\hat{y} = 5,03 - 0,006^{**} X + 2,69 e-05^* X^2$	0,93	A6	$\hat{y} = \bar{x} = 4,63$	
A7	$\hat{y} = 4,98 - 0,005^{**} X + 1,79 e-05^* X^2$	0,96	A7	$\hat{y} = \bar{x} = 4,66$	

(pH KCl)

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = 4,09 - 0,004 X + 0,18^{**} X^{0,5}$	0,90	A1	$\hat{y} = 3,97 - 0,0007 X + 0,17^{**} X^{0,5}$	0,99
A2	$\hat{y} = 4,07 - 0,009 X + 0,23^{**} X^{0,5}$	0,94	A2	$\hat{y} = 3,97 - 0,003 X + 0,20^{**} X^{0,5}$	0,99
A3	$\hat{y} = 4,03 + 0,003^* X$	0,72	A3	$\hat{y} = 4,03 + 0,006^{**} X$	0,93
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 4,10$		A4	$\hat{y} = 4,08 + 0,001^{**} X$	0,81
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 4,07$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 4,15$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 4,07$		A6	$\hat{y} = 4,09 + 0,0008^{**} X$	0,82
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 4,07$		A7	$\hat{y} = 4,11 + 0,001^{**} X - 3,73 X^2$	0,81

CE

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = 31,81 + 0,183^{**} X$	0,78	A1	$\hat{y} = 34,41 + 0,035^{**} X$	0,92
A2	$\hat{y} = 9,43 + 0,238^{**} X$	0,79	A2	$\hat{y} = 35,70 + 1,026^{**} X - 6,55 X^{0,5}$	0,85
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 35,56$		A3	$\hat{y} = 38,67 - 0,319 X + 0,005 X^2$	0,76
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 33,36$		A4	$\hat{y} = 61,41 - 0,287 X + 0,003^{**} X^2$	0,90
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 30,05$		A5	$\hat{y} = 9,28 + 1,101^{**} X - 0,007 X^2$	0,76
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 36,41$		A6	$\hat{y} = 45,05 + 0,278^{**} X$	0,93
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 34,23$		A7	$\hat{y} = 37,14 + 0,414^{**} X$	0,95

Na

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = \bar{x} = 4,58$		A1	$\hat{y} = \bar{x} = 4,62$	
A2	$\hat{y} = \bar{x} = 3,87$		A2	$\hat{y} = \bar{x} = 4,57$	
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 3,73$		A3	$\hat{y} = \bar{x} = 3,33$	
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 3,97$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 3,86$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 3,82$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 3,49$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 1,61$		A6	$\hat{y} = \bar{x} = 1,89$	
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 2,23$		A7	$\hat{y} = \bar{x} = 2,25$	

Ca

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = 1,30 + 0,022 X + 1,005^{**} X^{0,5}$	0,99	A1	$\hat{y} = 1,45 + 0,021 X + 0,979^{**} X^{0,5}$	0,96
A2	$\hat{y} = 1,20 + 0,00000 X + 0,609^{**} X^{0,5}$	0,99	A2	$\hat{y} = 1,20 + 0,099^{**} X - 0,0003^{**} X^2$	0,99
A3	$\hat{y} = 0,127 + 0,019^* X$	0,77	A3	$\hat{y} = 1,041 + 0,021^{**} X$	0,97
A4	$\hat{y} = 1,24 - 0,032^{**} X + 0,0004^{**} X^2$	0,93	A4	$\hat{y} = 1,020 + 0,009^{**} X$	0,90
A5	$\hat{y} = 1,13 + 0,001^* X$	0,90	A5	$\hat{y} = 1,044 + 0,006^{**} X$	0,86
A6	$\hat{y} = 1,17 + 0,0007 X$	0,93	A6	$\hat{y} = 1,214 + 0,005^{**} X$	0,93
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 1,208$		A7	$\hat{y} = 1,145 + 0,006^{**} X$	0,85

Mg

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = \bar{x} = 8,95$		A1	$\hat{y} = \bar{x} = 8,41$	
A2	$\hat{y} = \bar{x} = 8,80$		A2	$\hat{y} = \bar{x} = 8,27$	
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 7,74$		A3	$\hat{y} = \bar{x} = 7,50$	
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 7,42$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 7,16$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 7,25$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 7,37$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 7,34$		A6	$\hat{y} = \bar{x} = 7,42$	
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 7,21$		A7	$\hat{y} = \bar{x} = 7,94$	

K

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = \bar{x} = 8,95$		A1	$\hat{y} = \bar{x} = 8,41$	
A2	$\hat{y} = \bar{x} = 8,80$		A2	$\hat{y} = \bar{x} = 8,27$	
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 7,74$		A3	$\hat{y} = \bar{x} = 7,50$	
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 7,42$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 7,16$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 7,25$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 7,37$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 7,34$		A6	$\hat{y} = \bar{x} = 7,42$	
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 7,21$		A7	$\hat{y} = \bar{x} = 7,94$	

NO₃⁻

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = \bar{x} = 6,08$		A1	$\hat{y} = \bar{x} = 3,97$	
A2	$\hat{y} = \bar{x} = 8,49$		A2	$\hat{y} = 4,02 - 0,03^{**} X + 0,0003^{**} X^2$	0,91
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 4,09$		A3	$\hat{y} = 0,90 + 0,09^{**} X - 0,0005^{**} X^2$	0,72
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 5,08$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 5,33$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 4,97$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 4,66$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 5,00$		A6	$\hat{y} = 4,87 + 0,10^* X - 0,0008^* X^2$	0,85
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 4,43$		A7	$\hat{y} = \bar{x} = 3,82$	

Cu

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = 0,06 - 0,001 X + 0,0001 X^2$	0,92	A1	$\hat{y} = - 0,03 + 0,04* X - 5,84 e-05** X^2$	0,92
A2	$\hat{y} = - 0,006 + 0,01 X + 1,27 e-05 X^2$	0,75	A2	$\hat{y} = 0,10 + 0,43** X - 0,0001* X^2$	0,84

Mn

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = 31,19 - 0,21* X + 0,002* X^2$	0,97	A1	$\hat{y} = 4,73 + 0,04** X + 2,64 e-05** X^2$	0,95
A2	$\hat{y} = \bar{x} = 36,26$		A2	$\hat{y} = 4,77 + 0,064 X - 0,24 X^{0,5}$	0,83
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 4,56$		A3	$\hat{y} = \bar{x} = 4,77$	0,72
A4	$\hat{y} = 3,86 - 0,01** X$	0,72	A4	$\hat{y} = \bar{x} = 4,57$	
A5	$\hat{y} = 3,21 - 0,008** X$	0,77	A5	$\hat{y} = \bar{x} = 4,51$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 2,38$		A6	$\hat{y} = \bar{x} = 4,27$	
A7	$\hat{y} = 4,90 - 0,04** X + 0,0001 X^2$	0,89	A7	$\hat{y} = \bar{x} = 4,44$	

Fe

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = 26,75 + 1,82 X - 15,98 X^{0,5}$	0,79	A1	$\hat{y} = \bar{x} = 382,3$	0,94
A2	$\hat{y} = \bar{x} = 63,74$		A2	$\hat{y} = \bar{x} = 329,7$	0,77
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 30,52$		A3	$\hat{y} = \bar{x} = 352,8$	0,75
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 27,67$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 355,9$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 25,96$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 559,3$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 25,02$		A6	$\hat{y} = \bar{x} = 507,0$	
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 28,59$		A7	$\hat{y} = \bar{x} = 573,2$	

Zn

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = - 2,53 + 0,27** X$	0,90	A1	$\hat{y} = 3,28 + 0,24** X$	0,94
A2	$\hat{y} = 1,73 - 0,09* X + 2,87 X^{0,5}$	0,93	A2	$\hat{y} = 4,55 + 0,14** X$	0,77
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 1,08$		A3	$\hat{y} = 0,39 + 0,001 X + 0,001* X^{0,5}$	0,75
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,49$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,45$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,47$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,46$	
A6	$\hat{y} = 0,96 + 0,004 X - 0,09 X^{0,5}$	0,94	A6	$\hat{y} = \bar{x} = 0,46$	
A7	$\hat{y} = 0,75 - 0,002** X$	0,86	A7	$\hat{y} = \bar{x} = 0,46$	

Ni

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = \bar{x} = 0,32$		A1	$\hat{y} = 0,38 + 0,0007^{**} X + 1,82^{**} x^2$	0,83
A2	$\hat{y} = \bar{x} = 0,38$		A2	$\hat{y} = \bar{x} = 0,46$	
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 0,40$		A3	$\hat{y} = \bar{x} = 0,18$	
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,50$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,25$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,36$		A5	$\hat{y} = 0,11 + 0,006 X - 0,06 X^{0,5}$	0,80
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 0,43$		A6	$\hat{y} = \bar{x} = 0,24$	
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 0,36$		A7	$\hat{y} = \bar{x} = 0,20$	

Pb

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = \bar{x} = 3,08$		A1	$\hat{y} = \bar{x} = 0,04$	
A2	$\hat{y} = \bar{x} = 4,42$		A2	$\hat{y} = \bar{x} = 0,06$	
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 4,42$		A3	$\hat{y} = \bar{x} = 0,07$	
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 4,67$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,03$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 3,92$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,12$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 4,58$		A6	$\hat{y} = \bar{x} = 0,002$	
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 4,4$		A7	$\hat{y} = \bar{x} = 0,08$	

EU

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = 0,19 + 0,0008 X^{**} - 5,65 e-06^{**} X^2$	0,75	A1	$\hat{y} = \bar{x} = 0,284$	
A2	$\hat{y} = 0,19 + 0,00019 X - 1,06 e-06^{*} X^2$	0,95	A2	$\hat{y} = \bar{x} = 0,281$	
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 0,148$		A3	$\hat{y} = \bar{x} = 0,297$	
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,143$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,296$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,157$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,301$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 0,146$		A6	$\hat{y} = \bar{x} = 0,304$	
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 0,154$		A7	$\hat{y} = \bar{x} = 0,296$	

PT

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = \bar{x} = 56,79$	0,75	A1	$\hat{y} = \bar{x} = 61,01$	
A2	$\hat{y} = \bar{x} = 55,62$	0,95	A2	$\hat{y} = \bar{x} = 62,05$	
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 45,98$		A3	$\hat{y} = \bar{x} = 60,50$	
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 46,68$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 59,83$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 50,38$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 58,76$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 45,15$		A6	$\hat{y} = \bar{x} = 56,44$	
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 49,0$		A7	$\hat{y} = \bar{x} = 59,42$	

DS

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
A1	$\hat{y} = \bar{x} = 1,07$		A1	$\hat{y} = \bar{x} = 0,99$	
A2	$\hat{y} = \bar{x} = 1,1$		A2	$\hat{y} = \bar{x} = 0,99$	
A3	$\hat{y} = \bar{x} = 1,4$		A3	$\hat{y} = \bar{x} = 1,06$	
A4	$\hat{y} = \bar{x} = 1,3$		A4	$\hat{y} = \bar{x} = 1,07$	
A5	$\hat{y} = \bar{x} = 1,4$		A5	$\hat{y} = \bar{x} = 1,10$	
A6	$\hat{y} = \bar{x} = 1,4$		A6	$\hat{y} = \bar{x} = 1,15$	
A7	$\hat{y} = \bar{x} = 1,3$		A7	$\hat{y} = \bar{x} = 1,09$	

Equações de regressão das diferentes variáveis analisadas nos lixiviados.

** significativo a 1 %, * significativo a 5 %, significativo a 10 %

NO₃⁻

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
L1	$\hat{y} = \bar{x} = 0,94$		L1	$\hat{y} = \bar{x} = 9,74$	
L2	$\hat{y} = 0,26 - 0,03 X + 0,0004* X^2$	0,96	L2	$\hat{y} = \bar{x} = 6,62$	
L3	$\hat{y} = 0,53 + 0,012 X$	0,75	L3	$\hat{y} = \bar{x} = 4,61$	
L4	$\hat{y} = 0,37 - 0,04* X - 0,0002 X^2$	0,84	L4	$\hat{y} = \bar{x} = 4,16$	
L5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,63$		L5	$\hat{y} = \bar{x} = 2,10$	
Lt	$\hat{y} = 0,88 = 0,06** X$	0,77	Lt	$\hat{y} = \bar{x} = 26,99$	

Mn

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
L1	$\hat{y} = 0,02 + 0,008 X + 5,13 e-06 X^2$	0,90	L1	$\hat{y} = 0,02 + 0,01* X - 9,53 e-05 X^2$	0,83
L2	$\hat{y} = 0,01 + 0,001* X + 0,09 X^{0,5}$	0,91	L2	$\hat{y} = \bar{x} = 1,398$	
L3	$\hat{y} = 0,02 + 0,010 X - 5,60 e-05 X^2$	0,81	L3	$\hat{y} = \bar{x} = 0,735$	
L4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,205$	0,84	L4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,600$	
L5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,126$		L5	$\hat{y} = 0,15 + 0,005** X$	0,84
Lt	$\hat{y} = 0,43 + 0,02* X$	0,89	Lt	$\hat{y} = 0,85 + 0,03** X$	0,76

Zn

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
L1	$\hat{y} = 0,19 - 0,0002 X + 1,40 e-05 X^2$	0,79	L1	$\hat{y} = \bar{x} = 0,02$	0,83
L2	$\hat{y} = 0,01 - 0,0003 X + 0,01^{**} X^{0,5}$	0,89	L2	$\hat{y} = \bar{x} = 0,01$	
L3	$\hat{y} = \bar{x} = 0,06$	0,81	L3	$\hat{y} = \bar{x} = 0,02$	
L4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,04$	0,84	L4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,01$	
L5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,06$		L5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,02$	
Lt	$\hat{y} = 0,37$	0,89	Lt	$\hat{y} = \bar{x} = 0,10$	

Ni

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
L1	$\hat{y} = \bar{x} = 0,02$		L1	$\hat{y} = \bar{x} = 0,02$	0,83
L2	$\hat{y} = \bar{x} = 0,03$		L2	$\hat{y} = 0,01 + 0,00019^{**} X$	0,88
L3	$\hat{y} = \bar{x} = 0,02$		L3	$\hat{y} = \bar{x} = 0,02$	
L4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,03$		L4	$\hat{y} = \bar{x} = 0,02$	
L5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,02$		L5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,02$	
Lt	$\hat{y} = 0,14$		Lt	$\hat{y} = \bar{x} = 0,12$	

DBO

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
L1	$\hat{y} = \bar{x} = 17,08$		L1	$\hat{y} = 16,63 + 0,07^* X - 0,61 X^{0,5}$	0,93
L2	$\hat{y} = \bar{x} = 10,63$		L2	$\hat{y} = 9,39 + 0,05^{**} X - 0,37 X$	0,98
L3	$\hat{y} = 4,41 + 0,01^{**} X$		L3	$\hat{y} = 5,05 + 0,003 X + 7,56^{**} X^2$	0,92
L4	$\hat{y} = 2,00 - 0,0008^{**} X - 4,13^{**} X^2$		L4	$\hat{y} = 1,85 - 0,004 X$	0,97
L5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,0$		L5	$\hat{y} = \bar{x} = 0,0$	

DQO

Cambissolo			Latossolo		
Anel	Equação de regressão	R ²	Anel	Equação de regressão	R ²
L1	$\hat{y} = - 7,05 + 0,60^{**} X$	0,81	L1	$\hat{y} = 11,10 + 0,38^{**} X$	0,92
L2	$\hat{y} = 10,82 + 0,94^* X - 4,54 X^{0,5}$	0,97	L2	$\hat{y} = \bar{x} = 57,81$	
L3	$\hat{y} = \bar{x} = 9,81$		L3	$\hat{y} = 23,55 + 0,53 X - 4,39 X^{0,5}$	0,93
L4	$\hat{y} = 5,37 + 0,10^* X$	0,87	L4	$\hat{y} = 11,47 + 0,09^* X$	0,81
L5	$\hat{y} = \bar{x} = 9,97$		L5	$\hat{y} = 13,10 + 0,19 X - 1,32 X^{0,5}$	0,82