



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

VANESSA REGINA LASARO MANGIERI

**PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E LIMITES DE  
CONSISTÊNCIA INFLUENCIADOS POR LIXIVIADO DE  
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

VANESSA REGINA LASARO MANGIERI

**PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E LIMITES DE  
CONSISTÊNCIA INFLUENCIADOS POR LIXIVIADO DE  
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. João Tavares Filho

Londrina  
2012

**Catálogo na publicação elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da Universidade Estadual de Londrina.**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**

M227a Mangieri, Vanessa Regina Lasaro  
Propriedades físicas, químicas e limites de consistência de solo influenciados por lixiviado de resíduos urbanos. / Vanessa Regina Lasaro Mangieri – Londrina, 2012.  
147 f.

Orientador: Dr. João Tavares Filho.  
Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2012.

1. Latossolo – Teses. 2. Dispersão – Teses. 3. Lixiviado – Teses. 4. Limites de consistência - Teses. 5. Matéria orgânica do solo – Teses. I. Tavares Filho, João. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

CDU 628.4

VANESSA REGINA LASARO MANGIERI

**PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E LIMITES DE CONSISTÊNCIA  
INFLUENCIADOS POR LIXIVIADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. João Tavares Filho  
UEL - Londrina - PR

---

Profa. Dra. Sandra Marcia Cesário P. da Silva  
UEL - Londrina - PR

---

Prof. Dr. Ricardo Ralisch  
UEL – Londrina - PR

---

Prof. Dr. Cassio Tormena  
UEL - Londrina - PR

---

Profa. Dra. Raquel Teixeira  
UEL - Londrina - PR

---

Profa. Dra. Deise Dias Lopes  
UEL - Londrina - PR

---

Dra. Graziela Barbosa  
IAPAR – Londrina - PR

Londrina, \_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de 2012

***A DEUS e à minha família , companheiros de  
todas as horas.***

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. João Tavares Filho, pelo pronto atendimento, orientação, apoio e confiança.

À Profa. Sandra Marcia C. P. da Silva, pelo auxílio e incentivo constantes na escrita dos artigos científicos na área de Saneamento.

Ao técnico do laboratório de Geologia a UEL, Pedro Candido de Souza, pela imensa ajuda na coleta das amostras, montagem do experimento e realização dos ensaios.

A todos os professores do programa de Pós-Graduação do Departamento de Agronomia da UEL, com os quais tive aulas e troquei experiências e conhecimentos, colegas estudantes, pesquisadores, técnicos, pela colaboração e apoio na execução das análises.

À UEL, pela oportunidade de desenvolver os estudos nesta conceituada instituição de ensino e pela possibilidade de realizar o Curso de Doutorado.

Aos meus pais, Lourdes e Fernando, pela força, compreensão e motivação, em todas as etapas deste trabalho e aos meus irmãos, cunhada e sobrinhos por todo o apoio que me foi dado .

A todos que, com boa intenção, colaboraram para a realização e finalização deste trabalho.

"Nossa maior fraqueza está em desistir.  
O caminho mais certo de vencer é tentar outra vez."

Thomas Edison

MANGIERI, Vanessa Regina Lasaro. **Propriedades físicas, químicas e limites de consistência de solo influenciados por lixiviado de resíduos sólidos urbanos.** 2012. 147 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

## RESUMO

No âmbito dos resíduos sólidos gerados pela sociedade nos dias de hoje, cabe aos resíduos sólidos urbanos a maior e mais volumosa fatia de desperdício, motivo de crescente preocupação. As áreas de despejos não podem ser consideradas ponto final para as substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos ou geradas por eles. Atualmente, o uso sustentável dos recursos naturais, especialmente do solo e da água, tem-se constituído relevante em razão do aumento das atividades antrópicas. O uso agrícola é uma alternativa de disposição do lixiviado, pois considera-se a hipótese de que o uso deste seja promissor para a agricultura, pois, desta forma, consegue-se a redução dos custos de tratamento, reaproveitam-se os nutrientes e obtém-se a melhora das condições físicas e químicas do solo. O objetivo do trabalho foi avaliar as propriedades físicas, químicas e limites de consistência influenciados por lixiviado de resíduos sólidos e contribuir para a redução de impactos ambientais causados pela disposição de resíduos no solo, bem como fornecer subsídios para que este líquido possa ser utilizado na agricultura. Para a avaliação das propriedades físicas, químicas e limites decorrentes do contato solo-lixiviado, foram utilizadas colunas de difusão, sem fluxo em solo incubado com lixiviado de resíduos sólidos urbanos. O solo utilizado foi um Latossolo Vermelho argiloso, cujas amostras foram coletadas nas camadas de 0–20 cm e 150 cm de profundidade. O lixiviado utilizado foi coletado no local de deposição de resíduos sólidos do Município de Londrina. Foram moldados corpos-de-prova de solo indeformado, das duas profundidades, de modo a representar as diferentes condições encontradas no campo. As análises permitiram concluir que as características do lixiviado e dos solos avaliados sofrem alterações quando entram em contato entre si; a argila dispersa dos Latossolos a 0,2 m e 1,5 m aumentou; os teores de matéria orgânica e cálcio aumentaram nos solos avaliados quando em contato com lixiviados de resíduos sólidos urbanos, porém não foi suficiente para evitar a dispersão da argila; o pH dos solos aumentou no 1º dia de contato; o pH em cloreto de cálcio na profundidade a 1,5 m teve alteração significativa após contato com o percolado; há diferença significativa entre os valores de carbono, matéria orgânica do solo, magnésio, cálcio e capacidade de troca catiônica quando utilizados solos das profundidades a 0,2 m e 1,5 m e não há diferença significativa no pH em cloreto de cálcio, alumínio, H+Al, Argila dispersa e no limite de plasticidade e limite de liquidez para os mesmos solos; não se identificou diferença significativa nos valores quando comparados à densidade macro e microporosidade das amostras saturadas com água e com lixiviado; limites de consistência não tiveram correlação com a argila dispersa das amostras.

**Palavras-chave:** Latossolo. Dispersão. Lixiviado. Limites de consistência. Matéria orgânica do solo.

MANGIERI, Vanessa Regina Lasaro. **Physical, Chemical properties and limits of consistency of the soil influenced by leached urban solid waste**. 2012. 147 p. Thesis (Ph.D in Agronomy) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

## ABSTRACT

As part of the solid residues generated by society today, the urban solid residues are the largest and most massive slice of waste which is of growing concern. The areas of evictions cannot be considered the final destination for the substances contained in urban solid residues or generated by them. Currently, the sustainable use of natural resources, especially soil and water, has been constituted relevant due to the increase of human activities. The agricultural use is an alternative disposal for the leachate, since it is assumed that it is promising for use in agriculture, as in this way, it is possible to reduce treatment costs, nutrients are reused and an improvement in the physical and chemical conditions of the soil is obtained. The objective of this study was to evaluate the physical, chemical and consistency limits influenced by leachate from solid waste and contribute to the reduction of environmental impacts caused by waste disposal in the ground, as well as provide support for this liquid to be used in agriculture. For the evaluation of physical, chemical and limits arising from the contact-leached soil, diffusion columns were used, without flow in incubated soil with leachate from urban solid waste. The used soil was a red clay Oxisol, whose samples were collected at 0-20 cm and 150 cm depth. The used leachate was collected in the disposal place of the solid waste in the city of Londrina. Bodies of test of undisturbed soil were molded, of the two depths, in order to represent the various conditions encountered in the field. The analyzes showed that the characteristics of the leachate and of the soil undergo changes when they come into contact with each other, the clay dispersion of Oxisols at 0.2 m and 1.5 m increased, the levels of soil organic matter and calcium increased in the evaluated soils when in contact with leachate from urban solid waste, but it was not enough to prevent the dispersion of clay, the soil pH increased on the 1st day of contact, the pH in calcium chloride at 1.5 m in depth had a significant change after contact with the leachate; there is significant difference within the values of carbon, organic matter, magnesium, calcium, cation exchange capacity when using soil depths at 0.2 m and 1.5 m and there is no significant difference in pH in calcium chloride, aluminium, H<sup>+</sup> Al, dispersed Clay and in plasticity limit and liquid limit for the same soils; no significant differences in values when compared to the macro and microporosity density of the saturated samples with water and leachate was identified; consistency boundaries were not correlated with the dispersed clay samples.

**Keywords:** Oxisol. Dispersion. Leachate. Limits of consistency. Soil organic matter.

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 2.1</b> – Variação da composição do lixiviado de acordo com a idade do aterro .....	26
<b>Tabela 2.2</b> – Variação de propriedades e concentração de substâncias no lixiviado .....	27
<b>Tabela 2.3</b> – Dados referentes à composição do lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil: .....	30
<b>Tabela 3.1</b> – Análises e procedimentos adotados na caracterização do lixiviado .....	58
<b>Tabela 3.2</b> – Elementos determinados pela espectrometria de plasma por indução .....	58
<b>Tabela 3.3</b> – Planejamento de análises do solo e lixiviado .....	63
<b>Tabela 4.1</b> – Caracterização do lixiviado .....	67
<b>Tabela 4.2</b> – Caracterização física, química e mecânica inicial do solo .....	68
<b>Tabela 4.3</b> – Resultados da caracterização mineralógica do solo obtida através do ensaio de Fluorescência de Raio-X.....	69
<b>Tabela 4.4</b> – Variação da DBO <sub>5</sub> , DQO , pH e elementos do lixiviado ao longo do ensaio de difusão em Latossolo profundidade 0,2 m e 1,5 m (90 dias) .....	70
<b>Tabela 4.5</b> – Variações da MO, pH, CTC, Ca, Mg, Al, H+Al, C , Na,P, matéria orgânica, argila dispersa, limites de plasticidade e limite de liquidez ao longo do ensaio de difusão em Latossolo, profundidade 0,2 m – (90 dias).....	74
<b>Tabela 4.6</b> – Variações da MO, pH, CTC, Ca, Mg, Al, H+Al, C , Na,P, matéria orgânica, argila dispersa, limites de plasticidade e limite de liquidez ao longo do ensaio de difusão em Latossolo, profundidade 1,5 m – (90 dias).....	75
<b>Tabela 4.7</b> – Densidade, macroporosidade e microporosidade de Latossolo Vermelho saturado com água e lixiviado de resíduos sólidos urbanos .....	84

<b>Tabela 4.8</b> – Teste de significância relativo às alterações nas características do lixiviado quando em contato com as profundidades de 0,2 m e 1,5 m, ( 90 dias) – $p=0.05$ (95% de confiança).....	91
<b>Tabela 4.9</b> – Coeficiente de determinação e correlações relativo às alterações nas características do lixiviado ao longo do tempo de contato – Profundidades de 0,2 m e 1,5 m, ( 90 dias) – $p=0.05$ (95% de confiança) .....	92
<b>Tabela 4.10</b> – Teste de significância relativo às alterações nas características do Latossolo profundidades de 0,2 m e 1,5 m, $p=0.05$ ( 95% de confiança) .....	94
<b>Tabela 4.11</b> – Coeficiente de determinação e correlações das características do Latossolo a 0,2 m e 1,5 m com o tempo de contato com o lixiviado - $p=0.05$ (95% de confiança).....	95
<b>Tabela 4.12</b> – Teste de significância relativo às alterações nas características de densidade, macro e microporosidade do Latossolo, profundidades de 0,2 m e 1,5 m, quando em contato com o lixiviado, $p=0.05$ ( 95% de confiança) .....	97
<b>Tabela 4.13</b> – Teste de significância relativo às alterações nas características de densidade, macro e microporosidade do Latossolo, profundidades de 0,2 m , quando em contato com água e lixiviado, $p=0.05$ ( 95% de confiança).....	98
<b>Tabela 4.14</b> – Teste de significância relativo às alterações nas características de densidade, macro e microporosidade do Latossolo profundidade de 1,5 m , quando em contato com água e lixiviado, $p=0.05$ ( 95% de confiança).....	98
<b>Tabela 4.15</b> – Coeficiente de determinação e correlações das características de CTC,C,MOS, LL, LP, e Argila dispersa com o pH do Latossolo a 0,2 m e 1,5 m com o tempo de contato com o lixiviado - $p=0.05$ ( 95% de confiança).....	99
<b>Tabela 4.16</b> – Coeficiente de determinação e correlações das características de CTC,C,LL, LP, e Argila dispersa com a MO do Latossolo a 0,2 m e 1,5 m com o tempo de contato com o lixiviado - $p=0.05$ ( 95% de confiança) .....	104

<b>Tabela 4.17</b> – Coeficiente de determinação e correlações das características de CTC com o C do Latossolo a 0,2 m e 1,5 m com o tempo de contato com o lixiviado - $p=0.05$ (95% de confiança) .....	109
<b>Tabela 4.18</b> – Coeficiente de determinação e correlações das características de LP e LL com a Argila Dispersa do Latossolo a 0,2 m e 1,5 m com o tempo de contato com o lixiviado - $p=0.05$ (95% de confiança) .....	111

ANEXO A:

<b>Tabela 1</b> – Variação da granulometria solo 0,2 m ao longo do período de contato com lixiviado de RSU .....	146
<b>Tabela 2</b> – Variação da granulometria solo 1,5 m ao longo do período de contato com lixiviado de RSU .....	146
<b>Tabela 3</b> – Estatística básico do lixiviado ao longo do tempo de contato .....	146
<b>Tabela 4</b> – Estatística básico do solo a 0,2 m ao longo do tempo de contato .....	147
<b>Tabela 5</b> – Estatística básico do solo a 1,5 m ao longo do tempo de contato .....	147

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 3.1</b> – Coordenadas geográficas da área do local de disposição de resíduos .....	53
<b>Figura 3.2</b> – Demarcação das profundidades .....	54
<b>Figura 3.3</b> – Coleta de amostra indeformada da profundidade de 0-20 cm .....	55
<b>Figura 3.4</b> – Coleta de amostra indeformada profundidade 1,5 m .....	55
<b>Figura 3.5</b> – Proteção da amostra com tecido e parafina.....	56
<b>Figura 3.6</b> – Esquema de montagem do ensaio de difusão .....	59
<b>Figura 3.7</b> – Marcação no tubo de PVC .....	60
<b>Figura 3.8</b> – Moldagem do corpo de prova.....	61
<b>Figura 3.9</b> – Colocação do CAP após moldagem do corpo de prova.....	61
<b>Figura 3.10</b> – Saturação do corpo de prova .....	62
<b>Figura 3.11</b> – Colocação do lixiviado na célula de difusão.....	63
<b>Figura 3.12</b> – Sequência do procedimento para as análises das amostras de solos.....	64
<b>Figura 4.1</b> – Variação dos elementos químicos , Ca, Mg, Mn e Na do lixiviado ao longo do ensaio de difusão em Latossolo, profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias).....	71
<b>Figura 4.2</b> – Variação da matéria orgânica (DQO) do lixiviado ao longo do ensaio de difusão em latossolo, profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias) .....	72
<b>Figura 4.3</b> – Variação da matéria orgânica (DBO <sub>5</sub> ) do lixiviado ao longo do ensaio de difusão em latossolo, profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias) .....	72
<b>Figura 4.4</b> – Variação do pH do lixiviado ao longo do ensaio de difusão em latossolo, profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias).....	73
<b>Figura 4.5</b> – Variação do pH CaCl <sub>2</sub> do solo ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias) .....	86
<b>Figura 4.6</b> – Variação do pH H <sub>2</sub> O do solo ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias).....	86
<b>Figura 4.7</b> – Variação dos elementos C, P do solo ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias).....	87

<b>Figura 4.8</b> – Variação Al, Ca, Mg, K e Na) ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias) .....	87
<b>Figura 4.9</b> – Variação matéria orgânica do solo( MOS) ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias).....	88
<b>Figura 4.10</b> – Variação da capacidade de troca catônica do solo(CTC) ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias) .....	88
<b>Figura 4.11</b> – Variação limite de liquidez do solo (LL) ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias).....	89
<b>Figura 4.12</b> – Variação limite de plasticidade do solo (LP) ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias) .....	89
<b>Figura 4.13</b> – Variação da argila dispersa do solo ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias).....	90
<b>Figura 4.14</b> – Correlação entre pH e MOS das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado.....	100
<b>Figura 4.15</b> – Correlação entre pH e CTC das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado.....	100
<b>Figura 4.16</b> – Correlação entre pH e C das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado.....	101
<b>Figura 4.17</b> – Correlação entre pH e LL das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado.....	101
<b>Figura 4.18</b> – Correlação entre pH e LP das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado.....	102
<b>Figura 4.19</b> – Correlação entre pH e Argila Dispersa das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado .....	102
<b>Figura 4.20</b> – Correlação entre MOS e CTC das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado.....	107
<b>Figura 4.21</b> – Correlação entre MOS e C das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado.....	107
<b>Figura 4.22</b> – Correlação entre MOS e LL das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado.....	108
<b>Figura 4.23</b> – Correlação entre MOS e LP das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado.....	108

<b>Figura 4.24</b> – Correlação entre MOS e Argila Dispersa das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado .....	109
<b>Figura 4.25</b> – Correlação entre CTC e C das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado .....	110
<b>Figura 4.26</b> – Correlação entre LP e Argila dispersa das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado .....	112
<b>Figura 4.27</b> – Correlação entre LL e Argila dispersa das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado .....	112

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	18
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA - EFEITOS DA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM LATOSSOLO VERMELHO</b> .....	21
2.1 LIXIVIADO.....	21
2.1.1 Geração do Lixiviado.....	21
2.1.2 Composição do Lixiviado.....	23
2.1.3 Caracterização do Lixiviado .....	27
2.1.3.1 Parâmetros .....	28
2.2 SOLO .....	31
2.2.1 pH do solo .....	31
2.2.1.1 Cargas dependentes do pH.....	34
2.2.1.2 Composição mineralógica dos solos tropicais .....	35
2.2.2 Propriedades Físicas do Solo.....	36
2.2.2.1 Textura do solo .....	38
2.2.2.2 Dispersão e floculação das partículas .....	40
2.2.3 Propriedades Mecânicas do Solo.....	41
2.2.3.1 Limites de consistência.....	41
2.2.4 Matéria Orgânica do Solo.....	44
2.2.5 Disposição do Lixiviado no Agrossistema .....	48
<b>3 MATERIAL E MÉTODO</b> .....	52
3.1 MATERIAIS .....	52
3.1.1 Área Estudada.....	52
3.1.2 Lixiviado .....	53
3.2 MÉTODO .....	54
3.2.1 Coleta do Solo.....	54
3.2.2 Caracterização do Solo .....	56
3.2.3 Coleta do Lixiviado .....	57
3.2.4 Caracterização do Lixiviado .....	57
3.2.5 Ensaio de Difusão .....	58
3.2.6 Avaliação das Características do Solo e do Lixiviado .....	64

3.2.7 Análises Químicas e Físicas do Solo .....	65
3.2.8 Análises Químicas e Físicas do Lixiviado.....	65
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>67</b>
4.1 RESULTADOS DAS ANÁLISES DE CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO UTILIZADO NO ENSAIO DE DIFUSÃO .....	67
4.2 RESULTADOS DAS ANÁLISES DE CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E MINERALÓGICA DO SOLO UTILIZADO NO ENSAIO DE DIFUSÃO.....	68
4.3 RESULTADOS DAS CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO AO LONGO DO ENSAIO DE DIFUSÃO EM LATOSSOLO - PROFUNDIDADES DE 0,2 M E PROFUNDIDADE DE 1,5 M.....	69
4.3.1 Características do Lixiviado – Período 90 Dias .....	69
4.4 RESULTADOS DAS PROPRIEDADES DO SOLO AO LONGO DO ENSAIO DE DIFUSÃO EM LATOSSOLO, PROFUNDIDADES 0,2 M E 1,5 M.....	73
4.4.1 Propriedades Físicas, Químicas, Mecânicas e MO do Solo ao Longo do Ensaio de Difusão.....	73
4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA PARA AVALIAR O CONTATO SOLO-LIXIVIADO .....	90
4.5.1 Alterações nas Características do Lixiviado.....	91
4.5.2 Relações entre as Características Químicas do Lixiviado ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão.....	92
4.5.3 Alterações nas Características a 0,2 m e 1,5 m do Latossolo Após Contato com o Lixiviado de Resíduos Sólidos Urbanos .....	93
4.5.4 Relações entre as Características Químicas, Físicas , Biológicas e Limites de Consistência dos Latossolos ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão .....	95
4.5.5 Relações entre as Características de CTC, C, MOS, LL, LP e Argila Dispersa com pH dos Latossolos ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão.....	98
4.5.6 Relações entre as Características de CTC, C, LL, LP e Argila Dispersa com a MO dos Latossolos ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão.....	103
4.5.7 Relações entre as Características de CTC com o C dos Latossolos ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão.....	109

4.5.8 Relações entre as Características de LL e LP com a Argila Dispersa dos Latossolos ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão.....	110
<b>5 CONCLUSÕES .....</b>	<b>113</b>
<b>6 TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>115</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>116</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>145</b>
<b>ANEXO A .....</b>	<b>146</b>

## 1 INTRODUÇÃO

No âmbito dos resíduos sólidos gerados pela sociedade nos dias de hoje, cabe aos resíduos sólidos urbanos (RSU) a maior e mais volumosa fatia de desperdício, motivo de crescente preocupação. Tem-se assistido a uma verdadeira explosão na produção de resíduos derivados do aumento do consumo público, cujo gerenciamento baseou-se, historicamente, na coleta e no seu afastamento e depósito em locais, na maioria das vezes, técnica e ambientalmente inadequados.

A problemática que envolve a questão da disposição final dos resíduos sólidos urbanos, apesar de ser um dos pontos discutidos na área de saneamento das cidades, requer grandes recursos para uma solução adequada. De acordo com IBGE (2008), identificou-se que 50,8% dos municípios brasileiros destinam seus resíduos em terrenos impróprios, sem nenhum tipo de proteção ao meio ambiente, acentuando a degradação ambiental. Dentre os problemas ocasionados pela disposição de grandes quantidades de resíduos, pode-se ressaltar a poluição do ar, água e solo.

As áreas de despejo não podem ser consideradas ponto final para as substâncias contidas ou geradas dos resíduos sólidos urbanos, pois no depósito de resíduos ocorre geração de líquidos denominados de lixiviado, lixívia ou percolado, decorrentes da infiltração de água pluvial e da própria umidade dos resíduos sólidos ali depositados, os quais possuem substâncias orgânicas e inorgânicas e podem atingir recursos hídricos superficiais, como infiltrar no solo e atingir as águas subterrâneas, comprometendo seu uso.

Importante salientar que o uso sustentável dos recursos naturais, especialmente do solo e da água, tem-se constituído um termo de crescente relevância em razão do aumento das atividades antrópicas. Segundo Doran e Parkin (1994), a qualidade do solo pode ser conceituada como a capacidade desse recurso exercer várias funções dentro dos limites do uso da terra e do ecossistema, para sustentar a produtividade biológica, manter ou melhorar a qualidade ambiental e contribuir para a saúde das plantas, dos animais e a humana. Os autores ainda citam que a qualidade do solo pode ser medida por meio da quantificação de alguns atributos, ou seja, propriedades físicas, químicas e biológicas, que possibilitam o monitoramento de mudanças no estado desse solo.

O uso agrícola é uma alternativa de disposição do lixiviado, pois o uso deste pode ser promissor na agricultura. Essa forma de disposição tem por objetivo a redução dos custos de tratamento, o reaproveitamento dos nutrientes e o melhoramento das condições físicas e químicas do solo; no entanto, deve ser feita de forma cuidadosa para que não venha contribuir com a contaminação de águas subterrâneas, superficiais e de plantas e não tragam efeitos negativos sobre os atributos físicos e químicos do solo (MATOS et al., 1997).

Pesquisadores verificaram que o emprego de água residuária na irrigação pode reduzir os custos de fertilização das culturas e o nível requerido de purificação do efluente e, conseqüentemente, os custos de seu tratamento; já águas residuárias contêm nutrientes e o solo e as culturas se comportam como biofiltros naturais (HARUVY, 1997).

Barbosa e Tavares (2006), em trabalho com lodo de esgoto no solo ("biossólidos"), verificou que este produto possui características que permitem um uso racional e ambientalmente seguro na agricultura, uma vez que contém alguns nutrientes essenciais (N, P e micronutrientes), é rico em matéria orgânica e atua como um condicionador do solo, melhorando a estrutura dele (agregação das partículas do solo). Tsutiya (1999) cita que a reciclagem agrícola é, portanto, uma forma mais adequada de dispor de lodo de esgoto (biossólido) em termos técnicos, econômicos e ambientais, dado um aplicativo apropriado. Matthews (1998) cita que é um método econômico de reciclagem de matéria orgânica e nutrientes, fertilizador do solo.

A adição dos resíduos no solo desencadeia inúmeros processos físicos, químicos e biológicos fortemente inter-relacionados, geralmente sinérgicos entre si, como é o caso dos processos que levam ao aumento da estabilidade dos agregados e dos estoques de matéria orgânica no solo. Maior quantidade de matéria orgânica determina maior estabilidade de agregados, e esta, por sua vez, maior proteção física do solo. Estabelece-se, assim, uma relação causa-efeito entre agregação e matéria orgânica (SIX; ELLIOT; PAUSTIAN, 1999), na qual a estabilidade de agregados aumenta conforme aumenta a matéria orgânica no solo.

Atualmente, pesquisadores utilizam a disposição de lodo de esgoto e águas residuárias de animais dispostos no solo como alternativa de disposição destes resíduos e também como forma de proporcionar benefícios ao solo, acrescentando matéria orgânica, elevação de pH e aumento da disponibilidade de

nutrientes. Assim como as águas residuárias de suínos e lodos de esgoto, a disposição de lixiviado no uso agrícola deve ser avaliada como forma de disposição final deste produto e como esta disposição contribui para as propriedades do solo, já que o lixiviado é constituído de substâncias orgânicas e inorgânicas.

### **HIPÓTESE**

Dada a complexidade e relevância do tema, e após evidenciar, na revisão bibliográfica, que diversos trabalhos sobre a avaliação da capacidade do solo de reter íons, cátions ou metais pesados de lixiviado foram desenvolvidos através da preparação de material sintético, no qual foram adicionadas apenas as quantidades dos elementos a serem avaliados - o que não representa a realidade, uma vez que os outros constituintes do lixiviado podem interagir com o solo - é fundamental a avaliação das interações entre o lixiviado e o solo.

Visto isto, definiu-se a seguinte questão: ***ocorrem alterações nas propriedades físicas , químicas e limites de consistência do solo quando mantido em contato com o lixiviado durante um determinado período de tempo?***

A questão principal foi pautada em avaliar se as características físicas, químicas e limites de consistência do solo sofrem alteração em decorrência do contato com o lixiviado por um determinado período de tempo; ainda, se há diferença nestas características quando são utilizados solos de diferentes profundidades - a 0,2 m e 1,5 m - e qual o período de tempo em que ocorrem as principais alterações.

Também se espera que a pesquisa desenvolvida auxilie e forneça subsídios para sistemas alternativos de plantio, assim como sistemas de remediação do solo, diminuindo passivos ambientais surgidos a partir da disposição de resíduos que não estão de acordo com as normas técnicas.

### **OBJETIVO**

O objetivo do trabalho é avaliar as propriedades físicas, químicas e limites de consistência do solo influenciados por lixiviado de resíduos sólidos urbanos.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA - EFEITOS DA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM LATOSSOLO VERMELHO

### 2.1 LIXIVIADO

#### 2.1.1 Geração do Lixiviado

A gestão e a destinação final dos resíduos sólidos urbanos, comumente denominados lixo, constituem grandes problemas a serem enfrentados pela humanidade. No Brasil, este é um problema de grande dimensão ante o enorme volume gerado e a forma, na maioria das vezes, inadequada, com que o resíduo tem sido gerenciado e disposto (CARVALHO et al., 2006).

Estilos de vida cada vez mais consumista e de contínuo crescimento comercial em vários países na última década têm sido acompanhados por um rápido aumento na produção de resíduos sólidos urbanos e industriais. Renou et al. (2008) citam que a geração de resíduos sólidos urbanos municipais (RSU) continua a crescer em termos globais. Exemplo disso é que, em 1997, a produção de resíduos no Rio de Janeiro, Brasil, foi 8.042 toneladas/dia contra 6.200 toneladas/dia em 1994, apesar da constatação de que o crescimento da população durante esse período foi praticamente zero. A produção de resíduos teve um aumento de 3% e 4,5% ao ano entre 1992 e 1996, respectivamente, na Noruega e nos EUA. Na década de 1990, a produção anual de resíduos variou de 300 a 800 kg por pessoa nos países mais desenvolvidos, e menos de 200 kg em outros países (WARAH, 2001). Em 2002, a população francesa produziu 24 milhões de RSU, 391 kg por pessoa (AGENCIE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE MÂITRISE DE L'ENERGIE, 2002). Em 2008, a geração de resíduos domiciliares no Brasil foi em torno de 219,72 g/dia/pessoa, chegando a 331,6 g/dia/pessoa quando somados aos de logradouros e vias públicas. (IBGE, 2008).

O aterro sanitário para disposição final de resíduos sólidos urbanos continua a ser amplamente aceito e utilizado devido a suas vantagens econômicas. Em Renou et al. (2008), estudos comparativos dos diversos meios possíveis de eliminação de resíduos sólidos urbanos (aterro, compostagem, incineração, etc.) têm mostrado que a mais barata, em termos de exploração e custos, é a deposição em

aterro. Além de suas vantagens econômicas, aterros sanitários minimizam impactos ambientais e outras inconveniências, e permitem a decomposição dos resíduos em condições controladas até a sua transformação e estabilização do material.

Assim, a tendência mundial é para deposição em aterros sanitários como o meio preferido de eliminação de resíduos sólidos urbanos e também para os resíduos industriais. O aterramento sanitário do RSU visa evitar a sua exposição na superfície do solo, o que pode causar danos à saúde pública, e minimizar os impactos ambientais por eles provocados (ABNT, 2004). Mesmo aterrado, o RSU gera um líquido de coloração escura, altamente poluidor, denominado percolato, resultante da degradação e solubilização do material orgânico do RSU, com a água infiltrada no aterro. Cidades ao redor do mundo depositam seu resíduos em aterros. Taiwan deposita cerca de 95% dos resíduos em aterros sanitários; Polônia, 90% e Coréia, 52%. (RENAU et al., 2008). No entanto, a deposição desses resíduos em aterros, tecnicamente adequados ou não, consiste principalmente na geração de lixiviado, que se tornou o assunto de interesse recente por ser um líquido fortemente poluidor.

Existe uma extensa literatura científica sobre a coleta, armazenamento e tratamento adequado do lixiviado, pois este ameaça recursos de superfícies e água subterrânea.

Atualmente, as atividades humanas relacionadas à produção e ao consumo dos mais diversos produtos têm contribuído para uma crescente geração de resíduos. A disposição final destes resíduos nem sempre é adequada, do ponto de vista do meio ambiente, como é o caso dos depósitos de resíduos urbanos a céu aberto. A possibilidade de contaminação ambiental, associada às grandes áreas para disposição destes resíduos, tornou-se um grande desafio para as administrações públicas municipais (SOUZA; ROESER; MATOS, 2002).

No Brasil, a falta de espaço e de verbas para a construção de áreas próprias para deposição de resíduos urbanos enfrentada pelos municípios desperta o interesse público para a busca de alternativas econômica e ambientalmente sustentáveis. Porém, segundo o IBGE (2008), a situação dos municípios brasileiros, no tocante à disposição final de resíduos, ainda é muito aquém do necessário, pois 50,8% das cidades destinam os resíduos em áreas denominadas lixões e, 20,7%, em aterros sanitários, sendo esta a melhor forma para recebimento de resíduos. Todas as formas de deposição do lixo produzem o lixiviado, que é um efluente

gerado continuamente no processo de decomposição dos resíduos e que apresenta cor escura, forte odor e altas concentrações de matéria orgânica e inorgânica (MORAIS; SITORI; ZAMORA, 2004).

Segato (2000) define o lixiviado como sendo a fase líquida da massa aterrada, que percola através desta removendo materiais dissolvidos ou suspensos. A autora também cita que, na maioria dos aterros sanitários, o lixiviado é composto pelo líquido que entra na massa aterrada de lixo, advindo de fontes externas, tais como sistemas de drenagem superficial, chuvas, lençol freático, nascentes e aqueles resultantes da decomposição do lixo.

Segundo Hoilijoko, Kettunen e Rintala (1999), a composição do lixiviado depende de fatores como a quantidade e qualidade de resíduos, compactação e idade do aterro. O mesmo autor cita que lixiviado de aterros recentes frequentemente possuem alto teor de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal, bem como concentrações de ferro, manganês, cálcio, zinco e outros metais.

O tratamento do percolato captado pelas redes de drenagem em aterros sanitários representa, ainda, grande impasse na elaboração dos projetos de aterros sanitários, uma vez que suas características são alteradas em função da quantidade de água incorporada ao lixiviado, das características dos resíduos dispostos no aterro e, principalmente, da idade do aterro (FERREIRA et al., 2001). Além disso, a exigência de grandes áreas e a relativa baixa eficiência do sistema convencional de tratamento (lagoas anaeróbias seguidas de facultativas) têm levado técnicos e pesquisadores a procurarem alternativas técnicas que possibilitem o tratamento/disposição final com menor custo econômico e ambiental. (MATOS et al., 2007).

Para avaliar os impactos ambientais causados pela destinação dos resíduos no solo, é importante a caracterização física, química e biológica do solo e do lixiviado e o processo e degradação da matéria orgânica na sua interação.

### 2.1.2 Composição do Lixiviado

Os lixiviados, provenientes da deposição de resíduos no solo, são constituídos basicamente de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos (ANDRADE, 2002). A composição química e microbiológica do lixiviado é bastante

complexa e variável, uma vez que, além de depender das características dos resíduos depositados, é influenciada pelas condições ambientais, pela forma de operação do aterro e, principalmente, pela dinâmica dos processos de decomposição que ocorrem no interior das células (EL FADEL et al., 2002; KJELDSEN et al., 2002).

Desta maneira, os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ), metais pesados ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, dentre outros) (KJELDSEN et al., 2002).

O tempo de aterramento influi sobre a qualidade do lixiviado de aterro sanitário, de forma que o seu potencial poluidor decresce com o tempo de aterramento. A quantidade de substâncias químicas no resíduo é finita e, sendo assim, a qualidade do lixiviado alcança um limite de diversidade de seus componentes depois de aproximadamente dois ou três anos, seguidos pelo declínio gradual nos anos seguintes (PAES, 2003).

Dois fatores que caracterizam um efluente líquido são as taxas de fluxo volumétrica e a de composição que, no caso de lixiviado, são relacionadas. A taxa de fluxo de lixiviados está estreitamente relacionada com a precipitação, escoamento e infiltração das águas através do aterro. Deposição em aterro tecnicamente adequado (capas impermeáveis, requisitos de forro, como a argila, geotêxteis e / ou de plástico) é primordial para controlar a quantidade de água que entra e, assim, reduzir a ameaça de poluição. O clima também tem uma grande influência na produção do lixiviado, pois afeta a entrada de precipitação e as perdas por evaporação. Finalmente, a produção de lixiviados depende da natureza do resíduo em si, isto é, o seu teor de água e o seu grau de compactação. A produção é geralmente maior quando os resíduos são menos compactados. A compactação reduz a taxa de filtração. Existem muitos fatores que afetam a qualidade de lixiviados tais como a idade, a precipitação, a variação sazonal, o tipo de resíduo e a composição (dependendo do padrão de vida da população). Em particular, a composição de lixiviados do aterro varia muito, dependendo da idade do aterro.

Em aterros novos, que contêm grandes quantidades de matéria orgânica biodegradável, ocorre uma fermentação anaeróbia rápida, resultando em ácidos voláteis (WELANDER; WELANDER, 1997). A fermentação do ácido é realçada pelo elevado teor de humidade ou teor de água no resíduo sólido (WANG; SMITH; EL-DIN, 2003). Segundo Harsen (1983), a fase inicial da vida útil de um aterro é chamada de acidogênica e conduz à liberação de grandes quantidades de ácidos voláteis livre, tanto como possui 95% do teor de matéria orgânica. Quando o aterro amadurece, a fase metanogênica ocorre. Microorganismos metanogênicos se desenvolvem nos resíduos e os ácidos voláteis são convertidos em biogás. A fração orgânica do lixiviado torna-se dominada por compostos refratários (não biodegradável), tais como ácidos húmicos (CHIAN; DEWALLE, 1976). As características do lixiviado podem ser geralmente representadas pelos parâmetros DQO, DBO, a relação DBO / DQO, pH, sólidos em suspensão, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e os metais pesados.

A composição do lixiviado de aterros sanitários diferentes, como relatada na literatura, mostra uma ampla variação. As Tabelas 01 e 02 resumem as gamas de composição de lixiviados. Esses dados mostram que a idade do aterro e, conseqüentemente, o grau de estabilização de resíduos sólidos têm um efeito significativo nas características físicas e químicas do lixiviado. Verifica-se que valores de DQO variam entre 15.000 a 3.000 mgO<sub>2</sub>/l, dependendo da idade do aterro (Tabela 01). O valor médio do pH está entre 5,8 a 8,5, o que é devido à atividade biológica no interior da massa dos resíduos. De acordo com Chian e Dewalle (1976), a relação de DBO / DQO, de 0,70 a 0,04, diminui rapidamente com o envelhecimento dos aterros, devido à liberação de grandes moléculas orgânicas recalcitrantes a partir dos resíduos sólidos. Conseqüentemente, o lixiviado do aterro antigo é caracterizado pela sua baixa relação de DBO / DQO e elevado nitrogênio amoniacal. A composição dos lixiviados varia dependendo da fase de decomposição dos resíduos (acetogênica, metanogênica e estabilização). A relação existente entre a idade do aterro e a composição da matéria orgânica pode proporcionar um critério útil para escolher um tratamento adequado.

Numerosas literaturas indicam que as propriedades do lixiviado variam significativamente conforme a idade do aterro (KJELDSEN, et al., 2002; RENO et al., 2008). Como um aterro se modifica através de cada fase do seu ciclo de vida, as composições do lixiviado mudam drasticamente, o que pode introduzir

desafios adicionais para o desenvolvimento de tecnologias para proteção ambiental. Assim, a avaliação da degradação da matéria orgânica, bem como a caracterização físico-química são importantes para conhecimento da composição dos lixiviados.

**Tabela 2.1 – Variação da composição do lixiviado de acordo com a idade do aterro**

Age	Landfill site	COD	BOD	BOD/COD	pH	SS	TKN	NH <sub>3</sub> -N
Y	Canada	13,800	9660	0.70	5.8	–	212	42
Y	Canada	1870	90	0.05	6.58	–	75	10
Y	China,	15,700	4200	0.27	7.7	–	–	2,260
Y	China,	17,000	7300	0.43	7.0–	>5000	3,200	3,000
Y		13,000	5000	0.38	6.8–	2000	11,000	11,000
Y		50,000	22,000	0.44	7.8–	2000	13,000	13,000
Y	China,	1900–	3700–	0.36–0.51	7.4–	–	–	630–
Y	Greece	70,900	26,800	0.38	6.2	950	3,400	3,100
Y	Italy	19,900	4000	0.20	8	–	–	3,917
Y	Italy	10,540	2300	0.22	8.2	1666	–	5,210
Y	South Korea	24,400	10,800	0.44	7.3	2400	1,766	1,682
Y	Turkey	16,200–	10,800–	0.55–0.67	7.3–	–	–	1,120–
		35,000–	21,000–	0.5–0.6	5.6–	–	–	2,020
		50,000	25,000		7.0			
Y	Turkey	35,000–	21,000–	0.5–0.6	5.6–	2630–	2,370	2,020
Y	Turkey	10,750–	6380–	0.52–0.59	7.7–	1013–	–	1,946–
MA	Canada	3210–	–	–	6.9–	–	–	–
MA	China	5800	430	0.07	7.6	–	–	–
MA	China,	7439	1436	0.19	8.22	784	–	–
MA	Germany	3180	1060	0.33	–	–	1,135	884
MA	Germany	4000	800	0.20	–	–	–	800
MA	Greece	5350	1050	0.20	7.9	480	1,100	940
MA	Italy	5050	1270	0.25	8.38	–	1,670	1,330
MA	Italy	3840	1200	0.31	8	–	–	–
MA	Poland	1180	331	0.28	8	–	–	743
MA	Taiwan	6500	500	0.08	8.1	–	–	5,500
MA	Turkey	9500	–	–	8.15	–	1,450	1,270
O	Brazil	3460	150	0.04	8.2	–	–	800
O	Estonia	2170	800	0.37	11.5	–	–	–
O	Finland	556	62	0.11	–	–	192	159
O	Finland	340–920	84	0.09–0.25	7.1–	–	–	330–
O	France	500	7.1	0.01	7.5	130	540	430
O	France	100	3	0.03	7.7	13–	5–960	0.2
O	France	1930	–	–	7	–	–	295
O	Malaysia	1533–	48–105	0.03–0.04	7.5–	159–	–	–
O	South Korea	1409	62	0.04	8.57	404	141	1,522
O	Turkey	10,000	–	–	8.6	1600	1,680	1,590

Leachate composition (COD, BOD, BOD/COD, pH, SS, TKN, NH<sub>3</sub>-N)

Fonte: Renou et al. (2008)

**Tabela 2.2** – Variação das características químicas e concentração de substâncias no lixiviado

Parâmetros	Faixa de Variação
pH	3,5 – 9,0
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	850 – 17.500
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	15.000 – 50.000
DQO (mg/l)	21.000 – 78.000
Sólidos Suspensos (mg/l)	660 – 5.000
Nitrogênio amoniacal (mg/l)	50 – 5.000
Nitrato (mg/l)	0,1 – 250
Nitrito (mg/l)	0,1 – 40
Arsênio (mg/l)	0 – 200
Cádmio (mg/l)	0 – 2
Cianetos (mg/l)	0 – 10
Zinco (mg/l)	0 – 25
Cloretos (mg/l)	100 – 12.400
Cobre (mg/l)	0 – 8
Cromo total (mg/l)	0 – 300
Ferro (mg/l)	2 – 2.100
Manganês (mg/l)	0 – 35
Mercurio (mg/l)	0 – 0,05
Níquel (mg/l)	0 – 5
Chumbo (mg/l)	0 – 2
Sulfato (mg/l)	18 – 2.000
Fósforo total (mg/l)	0,1 – 31

**Fonte:** Clareto (1997) e Held (1996 )

### 2.1.3 Caracterização do Lixiviado

A caracterização do lixiviado pode ser determinada por diversos parâmetros para identificar seu potencial de contaminação. Esses parâmetros são físicos, químicos e biológicos como pH, alcalinidade, condutividade, DBO, DQO e metais pesados. Segundo Gomes et al. (2006), dentre esses parâmetros, pode-se destacar a DBO e a DQO.

### 2.1.3.1 Parâmetros

#### a) pH

O pH representa a concentração de íons hidrogênio  $H^+$  em escala anti-logarítmica, indicando condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade do meio. Nos processos de biodegradação, o desenvolvimento dos microorganismos está relacionado diretamente às faixas predominantes de pH. Os ácidos orgânicos voláteis são excelentes indicadores do grau de degradabilidade e do andamento dos processos anaeróbios, pois estes são gerados na fase acidogênica (células novas) e consumidos na fase metanogênica (células antigas). O desenvolvimento de bactérias metanogênicas (que atuam na formação de metano) ocorre em faixas de pH entre 6,6 e 7,3 (TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).

#### b) Matéria orgânica

A matéria orgânica no lixiviado pode ser quantificada de forma indireta pelo seu potencial poluidor através da DBO e DQO. A DBO pode ser definida como a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar, por meio de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea, diferente da DQO, que utiliza um agente oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido para a oxidação química da matéria orgânica.

Neste texto, sempre que se fizer referência à DBO, está-se implicitamente, considerando a DBO padrão, ou seja,  $DBO_5$  dias a  $20^{\circ}C$ .

$DBO_5$  representa a quantidade de matéria orgânica presente no lixo, podendo chegar a valores altos  $57.700 \text{ mgO}_2/l$  (POHLAND; HARPER, 1985), que tendem a diminuir com o avanço da idade do aterro.

À medida que a idade do aterro aumenta e os resíduos são degradados, as concentrações de  $DBO_5$  e DQO decrescem. Entretanto, a  $DBO_5$  decresce mais rápido, enquanto a DQO permanece no lixiviado devido à matéria orgânica dificilmente degradável. Através da relação  $DBO_5/DQO$ , pode-se determinar o estágio de decomposição em que o aterro se encontra. De acordo com Kjeldsen et. al. (2002), aterros novos possuem relação  $DBO/DQO$  na ordem de 0,4 -

0,5, valores semelhantes aos característicos de efluentes sanitários, enquanto que em aterros antigos esta relação é menor do que 0,1.

Nascimento Filho, Muhlen Von e Caramão (2001), estudando os compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários, verificaram que a presença de compostos como ácidos carboxílicos deve ser avaliada, pois estes compostos podem promover a lixiviação de metais pesados dos resíduos sólidos.

Biodegradabilidade é a capacidade de uma substância de ser decomposta em substâncias mais simples pela ação de bactérias. Quanto maior a taxa de biodegradabilidade, mais facilmente o lixiviado pode ser tratado (KEWU; WENQU, 2008).

A biodegradabilidade é afetada por muitos fatores. Os fatores mais relevantes são a fonte e quantidade de microrganismos e condições físico-químicas do meio, tais como concentração de oxigênio, temperaturas, pH, dentre outros.

Alves, Tessaro e Cassini (2010) afirmam que o lixiviado apresenta alta concentração de matéria orgânica refratária, amônia e compostos tóxicos, além de elevados valores de pH. A presença de substâncias recalcitrantes, húmicas e fúlvicas no lixiviado não são necessariamente tóxicas aos microrganismos responsáveis pela biodegradação, mas resistentes ao ataque metabólico dos mesmos.

Usare et al. (1997) afirmam que a recalcitrância do lixiviado estaria associada à presença de compostos com elevada massa molar com estrutura muito complexa, como é o caso de substâncias húmicas.

Bila (2000) aponta presença de material recalcitrante em lixiviados de RSU pela baixa biodegradabilidade.

### c) Nutrientes

O ecossistema biológico requer, além da matéria orgânica, macronutrientes como nitrogênio e fósforo, e micronutrientes como cálcio, magnésio, enxofre, potássio, ferro, zinco, cobre, cobalto, dentre outros. Esses nutrientes são encontrados na maioria dos aterros sanitários (WARITH; SHARMA, 1998). A Tabela 02 apresenta a variação desses componentes no lixiviado.

### e) Alcalinidade

É a medida da capacidade dos íons presentes em um meio capaz de neutralizar ácidos. A alcalinidade pode ser devida a bicarbonatos, carbonatos ou hidróxidos, e representa a capacidade do meio em resistir a possíveis oscilações do pH. Existe uma grande relação entre o pH, alcalinidade e teor de ácidos voláteis, que determina o sistema ácido/base, devendo essa relação ser mantida dentro de certos limites para que um equilíbrio químico satisfatório entre os microrganismos atuantes na degradação biológica seja alcançado e preservado.

O conhecimento da composição do lixiviado em relação ao tempo de aterramento, à profundidade da célula e à precipitação pluviométrica, entre outros, auxilia na escolha da forma de tratamento do lixiviado, bem como na destinação adequada deste líquido.

A Tabela 03 apresenta valores de diversos constituintes do lixiviado de aterros sanitários brasileiros. Vale salientar que as condições climáticas e socioeconômicas, dentre outras, diferem por regiões e, portanto, seus lixiviados tendem a apresentar diferentes constituintes e respectivas concentrações.

**Tabela 2.3 – Dados referentes à composição do lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil:**

Parâmet (mg/L) exceto pH	Aterro Santo André <sup>2</sup>		Aterro dos Bandeirantes <sup>2</sup>		Itapecerica da Serra <sup>2</sup>		Aterro São Giacomo <sup>4</sup>		Londri na 1998 <sup>5</sup>	Londri na 2005 <sup>6</sup>	Bandej rantes <sup>7</sup> idade 23
	Min	max	Min	max	min	Max	min	max			
pH <sup>1</sup>	6,90	8,65	7,14	8,50	7,05	7,14	5,71	8,40	8,30	8,3	8,34
DQO	2.600	8.050	5.500	7.150	2.560	3.700	558	49.680	1.680	4.500	5.900
DBO	1.720	5.790	3.410	8.430	2.520	2.720	99	26.799	*	330	1.275
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> )									973	7.900	11.070
N <sub>TOTAL</sub>	600	4.950	80	650	160	160	144	1.494	*	1300	2.510
N <sub>AMON.</sub>	25	1.000	62	220	*	*	0,6	1.258	*	1100	2.338
Nitrito	0,005	0,10	-	< 0,05	-	0,015	*	*	*		0,003
Nitrato	<0,20	0,60	0,40	0,60	0,06	0,08	*	*	*		
SST	1.230	3.350	3.560	5.100	1.320	2.760	*	*	1.780	82	215

Fonte: Adaptado e complementado de Mozer (2003)

O lixiviado pode conter altas concentrações de sólidos suspensos, metais pesados, compostos orgânicos originados da degradação de substâncias que facilmente são metabolizadas como carboidratos, proteínas e gorduras (SERAFIM et al., 2003). O lixiviado é mais agressivo que o esgoto e precisa de tratamento ou disposição adequada, pois são medidas de proteção ambiental, de manutenção da estabilidade do aterro e uma forma de garantir uma melhor qualidade de vida à população local.

## 2.2 SOLO

### 2.2.1 pH do solo

O pH do solo é uma medida da acidez e alcalinidade da solução do solo. É influenciado por ácidos e base da formação de íons no solo. Os íons ácidos mais comuns dissolvidos são  $H^+$ ,  $Al^{3+}$  e  $Fe^{2+}$  ou  $^{3+}$ , enquanto os íons base mais comuns são  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$  e  $Na^+$ . Os solos são básicos devido à presença de cátions associados a carbonatos e bicarbonatos, encontrados naturalmente em solos e irrigação de água. Devido à baixa precipitação, há pouca lixiviação de cátions base, resultando em um grau relativamente alto de saturação de base e valor de pH superior a 7. Em contraste, condições ácidas ocorrem quando, na origem do solo, tiver material em alto teor como sílica e areia com baixa capacidade de tamponamento (capacidade de resistir à mudança de pH). Em regiões com precipitação elevada, a água provoca a lixiviação, aumentando cátion de base e o pH do solo é reduzido.

A capacidade de troca catiônica (CTC) e aniônica é diretamente afetada pelo pH do solo. A capacidade de troca do solo é a habilidade de reter e suprir nutrientes no solo. Solos com alta capacidade de troca catiônica são capazes de se ligar com cátions  $Ca^{2+}$  ou  $K^+$ .

A CTC alta também terá maior capacidade de tamponamento do solo. Solos com quantidades elevadas de argila e/ou matéria orgânica têm mais capacidade de resistir a mudanças no pH do que solos siltosos e arenosos.

Em função das forças eletrostáticas que ocorrem na troca de íons, esta preferência é explicada pela Lei de Coulomb. No caso de íons com mesma valência, os íons hidratados, com menor raio de hidratação, serão os preferidos

( $\text{Cs}^+ > \text{Rb}^+ > \text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Li}^+ > \text{H}^+$ ), conforme Mitchell (1976). Em íons com valência diferente, o de carga mais alta será o preferido ( $\text{Al}^{3+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K} = \text{NH}_4^+ > \text{Na}$ ).

Quando há altas concentrações de um íon, esse pode deslocar íons de maior valência através do princípio da ação de massas.

Segundo Chen e Wang (1997), o elemento químico envolvido também influencia no processo de troca, considerando que os mecanismos de interação de troca solo/elemento são dependentes do pH.

O pH é um dos principais fatores atuantes na microbiota do solo, principalmente sobre os microrganismos nitrificadores, mais sensíveis e exigentes, cujo pH ideal se encontra próximo à faixa de neutralidade. As taxas de mineralização em solos ácidos são baixas, aumentando com a elevação do pH (SERRANO, 1997).

Os solos agrícolas brasileiros, na maioria, apresentam média a alta acidez (pH  $\text{H}_2\text{O}$  < 5,5). Vale ressaltar que mais de 70 % dos solos brasileiros são ácidos, o que confere características limitantes ao desenvolvimento da maioria das culturas agrícolas (QUAGGIO, 2000). Os solos ácidos geralmente apresentam alumínio e manganês em níveis tóxicos, além de deficiências de cálcio, magnésio e fósforo.

Assim, a correção da acidez do solo torna-se imprescindível, uma vez que eleva os teores de Ca e Mg, além de aumentar a disponibilidade de P e reduzir a de Al e Mn tóxicos no solo, fatores que proporcionam condições favoráveis ao crescimento radicular (CARAVALHO-PUPPATO; BÜLL; CRUSCIOL, 2004; CAIRES et al., 2004, 2006).

O cultivo agrícola dos solos ácidos exige a aplicação de corretivos, os quais, ao elevarem seu pH, neutralizam o efeito dos elementos tóxicos e fornecem cálcio e magnésio como nutrientes. (VELOSO et al., 1992).

O calcário é comumente utilizado para a correção de acidez do solo. Além do calcário, outros materiais podem ser utilizados na correção de solos ácidos e, em determinadas situações, são tão eficientes quanto o calcário, ou talvez melhor, principalmente os que apresentam produtos de dissolução com ânions compostos de silicatos, óxidos e hidróxidos (CORREA et al., 2008a) Esses materiais apresentam maior solubilidade e menor tempo de reação no solo, permitindo não só a correção da acidez do solo de forma mais rápida em comparação ao carbonato de cálcio e magnésio do calcário (ALCARDE; RODELLA, 2003), mas também maior lixiviação de sais através do perfil do solo, obtendo, assim, a redução da acidez em

subsuperfície, a longo prazo, fato que favorece o crescimento radicular em maiores profundidades (CARVALHO-PUPPATTO; BÜLL; CRUSCIOL, 2004).

Assim como o calcário, há outros materiais corretivos, como a escória de aciaria, lama, cal e lodos de esgoto, que podem possibilitar as mesmas modificações químicas do solo, com a vantagem de serem mais reativos e apresentarem maior mobilidade no perfil quando aplicados em superfície, em áreas de plantio direto (CORREA et al., 2007, 2008a, 2008b).

Alleoni, Cambri e Caires (2005) citam que a maior eficiência da correção da acidez em profundidade do solo depende de fatores como o tipo de corretivo, dosagem, atributos físicos e químicos do solo, regime hídrico de cada região e do manejo das espécies vegetais de cobertura.

Alterações no pH do solo foram observadas com adição de resíduos vegetais (FRANCHINI et al., 2001). Os mesmos autores atribuem o resultado à complexação de íons  $H^+$  e  $Al^{3+}$  livres com compostos orgânicos aniônicos dos resíduos e do aumento da CTC pela adição de Ca, Mg e K via resíduos vegetais, reduzindo a acidez do solo. As reações de troca de ligantes entre ânions orgânicos e os grupos  $OH^-$  dos óxidos de Fe e Al têm sido propostas como causa da elevação do pH do solo após a adição de resíduos (FRANCHINI et al., 1999).

Outro aspecto importante quando da utilização agrícola de lodo de esgoto é seu efeito sobre o pH dos solos, cuja extensão é dependente do tipo de tratamento que o resíduo recebeu, taxa e frequência de aplicação do lodo e das propriedades do solo, como textura e capacidade de tamponamento (CLAPP et al., 1986).

Correa et al. (2008a), avaliando a aplicação superficial dos corretivos, verificaram a redução da acidez trocável até à profundidade de 40 cm para os resíduos escória de aciaria e lama cal; até 20 cm para o lodo centrifugado e de 10 cm para a calagem. Os mesmos autores afirmam que a aplicação dos corretivos acima citados promovem maior crescimento radicular e aumento da produtividade de culturas, pois apresentam maior eficiência em neutralizar a acidez do solo, uma vez que o impedimento químico do solo é eliminado ou reduzido. Melo e Marques (2000) e Oliveira et al. (2002a) obtiveram redução no teor de  $Al^{3+}$  no solo com aplicação de lodo de esgoto, enquanto Prado e Fernandes (2003) e Carvalho-Pupatto, Büll e Crusciol (2004) demonstraram a redução desse elemento no solo para a escória de aciaria.

A literatura apresenta diversos trabalhos que demonstram a capacidade de lodos de esgoto, sem tratamento prévio com cal, em elevar o pH de solos (BARBOSA; TAVARES, 2006; CORREA et al., 2008b; TRANIN, 2004; EPSTEIN; TAYLOR; CHANEY, 1976; STARK; CLAPP, 1980; LOGAN et al., 1997). Nesses casos, os autores atribuíram o efeito neutralizante às reações envolvidas na degradação da carga orgânica do resíduo.

#### 2.2.1.1 Cargas dependentes do pH

O estudo das cargas elétricas das partículas coloidais é de fundamental importância para o entendimento de diversos fenômenos físico-químicos que ocorrem nos solos, já que a maioria das reações eletroquímicas, que influenciam a fertilidade deles e a nutrição de plantas, interferindo em fenômenos relacionados ao seu manejo e conservação, ocorre na superfície dessas partículas (FONTES; CAMARGO; SPOSITO, 2001).

A mineralogia típica dos solos altamente intemperizados, constituída basicamente de caulinita e óxidos de Fe e Al, afeta processos físico-químicos importantes nos solos, como dispersão e floculação de colóides (RENGASAMY; GREENE; FORD, 1984; GOLDBERG; GLAUBIG, 1987; FONTES et al., 1995), troca de cátions e ânions (BARBER; ROWELL, 1972; FEY; LE ROUX, 1976; GILLMAN, 1974; STOOP, 1980) e adsorção de ânions, especialmente fosfato (BIGHAM et al., 1978; MESQUITA FILHO; TORRENT, 1993; FONTES; WEED, 1996).

Segundo Sposito (1989), as cargas de superfície são formadas por dois mecanismos: substituição isomórfica de íons de diferentes valências na estrutura cristalina dos minerais e reações dos grupos funcionais de superfície com íons na solução do solo.

As cargas de superfícies podem ser produto da sorção das moléculas de água, formando superfícies hidroxiladas, sendo que a carga dependerá do radical sorvido ( $H^+$  ou  $OH^-$ ). A matéria orgânica e os óxidos e hidróxidos presentes no solo (Al, Fe, Ti, Mn e Si) são compostos onde estas reações são mais pronunciadas (SINGH; UEHARA, 1986). Esses tipos de cargas são denominados variáveis e dependem do pH.

A CTC da matéria orgânica origina-se da dissociação de grupos funcionais, principalmente os carboxílicos, sendo, portanto, pH-dependente. Outra

fonte de CTC pH-dependente deste solo pode ser a caulinita, a qual apresenta, predominantemente, CTC dependente do pH.

#### 2.2.1.2 Composição mineralógica solos tropicais

Os solos possuem diferenças estruturais que derivam da pedogênese, apresentando diferentes granulometria, mineralogias e matéria orgânica, podendo ser modificados pelo seu uso e cultivo (CENTURION et al, 2004). Em avançado estado de intemperismo, os solos apresentam intensa perda de sílica (dossilicatização), com resultante acúmulo de óxidos insolúveis de Fe e Al (UEHARA, 1988). A mineralogia da fração argila dos Latossolos é constituída por caulinita, óxidos de Al (gibbsite), óxidos de Fe (hematita e goetita) e minerais 2:1 (menores quantidades), combinados com diferentes proporções, porém em estreita associação (SCHWERTMANN; HERBILON, 1992). Tais minerais são responsáveis pela retenção e distribuição de água, nutrientes, calor e gases.

A fração argila destes Latossolos é composta principalmente por caulinita, óxidos de Fe (goethita e hematita) e óxidos de Al (gibbsite). Alguns Latossolos, formados de rochas ricas em Fe, apresentam, na fração argila, a maghemita e, na fração areia, a magnetita e a ilmenita (SOUZA; LOBATO, 2004).

Os óxidos de Fe e Al, ao contrário das argilas silicatas, apresentam porosidade, plasticidade, expansibilidade e coesão muito maiores – qualidades que se traduzem por boas condições físicas aos solos nos quais são predominantes (VIERIA; SANTOS; VIEIRA, 1988).

A caulinita é um mineral argiloso silicatado formado pelo empilhamento de unidades cristalográficas constituídas de uma lâmina tetraedral de silício e oxigênios e uma lâmina octaedral de alumínio e hidroxilas (FONTES; CAMARGO; SPOSITO, 2001). A ligação das unidades se dá por pontes hidrogeniônicas, o que limita o mineral à possibilidade de expandir-se e expor suas superfícies internas. Com isso, o mineral tem capacidade de reagir e apresentar cargas apenas nas faces externas e nas bordas quebradas (JACKSON, 1965; GREENLAND; MOTT, 1978; DIXON, 1989).

Greenland e Mott (1978) e Stumm (1992) discutiram a existência de três planos morfológicos de diferentes composições na parte externa da caulinita, que induzem à formação de cargas elétricas e grupamentos OH envolvidos nas

reações de protonação e desprotonação da superfície. Na superfície gibsítica existem os grupos Al-OH-Al; nas bordas ou faces, os grupos Al-OH e/ou Si-OH e, na superfície siloxana, a carga permanente devido à substituição isomórfica. Com relação a esses grupos, Greenland e Mott (1978) salientaram que dois aspectos do trabalho de Schofield e Samson (1954) têm recebido pouca atenção: o fato de os grupos OH da superfície gibsítica aparentemente não desenvolverem carga positiva e o fato do acréscimo na carga negativa em função do pH ser maior que o explicado pelas cargas das bordas. A razão apontada por Greenland e Mott (1978) é que a caulinita é formada em ambiente rico em sílica e que a adsorção de silicatos pela face gibsítica explicaria essas peculiaridades

Fontes (1996) propõe a hipótese de que o grupo Al-OH-Al da face gibsítica já está com suas cargas balanceadas. Então, a possibilidade da hidroxila receber um H<sup>+</sup> adicional é muito pequena, o que explicaria, além do não desenvolvimento da carga positiva nessa superfície, o acréscimo da carga negativa com o aumento do pH, mais que a possibilidade de desenvolvimento de carga nas bordas.

Em estudo da influência do cultivo da cana-de-açúcar e da mineralogia nas propriedades físicas do solos, Centurion et al. (2007), verificaram que maior quantidade de óxido de Fe no Latossolo Vermelho caulinitico-oxídico proporcionou maior porosidade total e menor densidade do solo.

Eberhardt et al. (2008), concluíram que a adsorção de elementos no solo mostrou-se relacionada com a mineralogia da fração argila dos Latossolos do Cerrado, destacando-se a gibsita, abundante nestes solos, e os óxidos de Fe e Al livres e amorfos.

## 2.2.2 Propriedades Físicas do Solo

A compreensão e a quantificação do impacto do uso do lixo na qualidade física dos solos são fundamentais no desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis. O lixo contém considerável percentual de matéria orgânica e de elementos essenciais para as plantas, podendo desempenhar importante papel nas propriedades físicas do solo e na manutenção da fertilidade deste.

As alterações dos atributos físicos do solo podem limitar a adsorção e/ou absorção de nutrientes, a infiltração e a redistribuição de água, as trocas gasosas e o desenvolvimento do sistema radicular (GROHMANN; QUEIROZ NETO, 1966; MOURA FILHO; BUOL, 1972; ALVARENGA et al., 1983; OLIVEIRA; CURI; FREIRE, 1983; SMUCKER; ERICKSON, 1989; BICKI; SIEMENS, 1991), resultando em decréscimo da produção agrícola.

As propriedades físico-químicas das argilas – e, por consequência, dos solos argilosos – podem sofrer alterações em função das mudanças ambientais devido à alta afinidade por água das argilas. Por exemplo, a contaminação do lençol freático pode alterar os limites de consistência, a condutividade hidráulica, a compressibilidade e a resistência ao cisalhamento de solos argilosos (OREN; KAYA, 2003).

Modificações na matéria orgânica podem influenciar algumas propriedades físicas do solo, como limites de consistência (SMITH et al., 1985), umidade ótima de compactação (DÍAZ-ZORITA; GROSSO, 2000) e estabilidade dos agregados (MUNNER; OADES, 1989).

Smith et al. (1985) obtiveram correlações positivas entre a matéria orgânica e o limite de plasticidade em solos com diferentes mineralogias, enfatizando que o aumento da matéria orgânica tende a aumentar a área superficial específica do solo, com conseqüente aumento de retenção de água, levando-o a ter maiores valores para os limites de plasticidade do solo. A redução da matéria orgânica nos solos cultivados, no entanto, pode reduzir o limite de plasticidade e a faixa de friabilidade, refletindo no aumento da compactação.

As propriedades físicas do solo são modificadas de acordo com o manejo a que o solo é submetido. Dentre as modificações físicas do solo, a compactação é, atualmente, um dos fatores relevantes na qualidade do solo, pois contribui com a redução da taxa de infiltração e da capacidade de armazenamento de água no solo, bem como dificulta o estabelecimento de trocas gasosas com a atmosfera, podendo causar redução de nutrientes no solo (THIMÓTEO et al., 2001).

Cury (2000) cita que um fator a ser considerado na compactação é a diminuição da macroporosidade, que reduz a infiltração de água no solo.

A densidade do solo é, com certa restrição, a medida quantitativa mais direta da compactação do solo (CAMARGO; ALLEONI, 1997). É uma propriedade instável, variando de solo para solo, dependendo do grau de

compactação, dos teores de matéria orgânica, e outros fatores (GAVANDE, 1976; BRADY, 1989).

Kiel et al. (1972) ressaltam que, para uma correta interpretação dos resultados da densidade do solo, é necessário compará-los com informações como densidade dos grãos, distribuição dos poros por tamanho, teor de matéria orgânica e grau de agregados.

Vários pesquisadores têm mostrado o efeito da compactação nas propriedades físicas do solo devido à aplicação de pressões maiores do que a sua capacidade de suporte de carga (BARNES et al., 1971; GUPTA et al., 1985; LARSON et al., 1989). Outros têm mostrado que a compactação de um solo pode ser influenciada pelo pH, CTC, espessura da partícula de argila, matéria orgânica, óxidos de ferro e hidróxidos livres de alumínio, além da textura e tensão da água no solo (ASSOULINE; TAVARES FILHO; TESSIER, 1997).

Dentre os efeitos da compactação nos atributos físicos do solo, destacam-se o aumento da densidade do solo e da sua resistência mecânica (GROHMANN; QUEIROZ NETO, 1966; TAYLOR, 1971; TROUSE JR., 1971; HILLEL, 1982; MORAES, 1984; ROSA JR., 1984; SILVA; LIBARDI; CAMARGO, 1986; HILL; MEZA-MONTALVO, 1990; LEBERT; HORN, 1991); diminuição da porosidade total, tamanho e continuidade dos poros (WARKENTIN, 1971; HILLEL, 1982; MORAES, 1984; SMUCKER; ERICKSON, 1989).

#### 2.2.2.1 Textura do solo

O conhecimento sobre a distribuição granulométrica de partículas sólidas é fundamental para várias aplicações. Assim, é por meio da análise granulométrica que se determina a textura dos solos, parâmetro fundamental na inferência do potencial de compactação, da disponibilidade de água, da aeração, da condutividade do solo ao ar, à água e ao calor, da infiltração e da redistribuição de água (PREVEDELLO, 1996). Além disso, como os processos de erosão, transporte e deposição de partículas sólidas são dependentes, entre outras grandezas, da granulometria dos materiais expostos e carreados, o traçado da curva granulométrica é essencial na hidrossedimentologia, possibilitando a obtenção de diâmetros característicos das amostras, fundamentais na estimativa do

deslocamento de sedimentos em bacias hidrográficas (CARVALHO et al., 2000; SILVA et al., 2004).

De acordo com Buckman e Brady (1976), ao examinar curvas características de umidade do solo, verifica-se que elas variam especificamente em função da textura. Os solos de textura mais fina retêm maior porcentagem de água, ao longo de toda a faixa de energia. Tal condição é prevista por possuírem maior porcentagem de matéria coloidal, maior espaço poroso e superfície adsortiva muito maior. De acordo com Shetron (1972), certas propriedades físicas e químicas do solo, tais como retenção de água e capacidade de troca de cátions estão altamente associadas à superfície específica.

Para Petersen, Cunningham e Matelski (1968), a textura é, provavelmente, o fator de maior importância na retenção de água do solo. Outra propriedade geralmente considerada importante no regime de umidade do solo é a matéria orgânica. O volume de água disponível geralmente aumenta com o teor de matéria orgânica nos solos de textura mais grossa.

Porém, quando as texturas se tornam mais finas, os aumentos na capacidade de água disponível são mais influenciados pela textura do que pela matéria orgânica.

Oliveira Jr. et al. (1996), em trabalho sobre caracterização físico-hídrica de solos (quatro LATOSSOLOS e um PODZÓLICO) no Paraná, verificaram uma diminuição da retenção de água em profundidade, sendo que os maiores valores de umidade na superfície deveram-se, provavelmente, aos teores mais elevados de matéria orgânica. Também observaram que os valores da superfície específica total são mais elevados nos solos que apresentam maiores teores de óxido de ferro, evidenciando a influência mineralógica em fenômenos de retenção hídrica.

A textura é uma das principais características dos solos, dada a sua estreita relação com a retenção de água, a troca catiônica, a fixação do fósforo, feita com base em percentuais de argila, sendo também fundamental para a caracterização de solos usados em levantamentos e classificação de solos (LOPES; GUILHERME, 1992; SOUZA; LOBATO; REIN, 1995; RESENDE et al. 1999; OLIVEIRA et al., 2002b). Portanto, é de grande importância a análise granulométrica do solo quando em contato com o lixiviado.

### 2.2.2.2 Dispersão e floculação das partículas

O solo, como um sistema disperso, apresenta cargas eletroquímicas responsáveis pelos mecanismos de dispersão e floculação dos colóides e pela capacidade de troca catiônica e aniônica, entre outros processos. Essas cargas têm origem na fração mineral, sobretudo na fração argila e na fração orgânica. (BENITES; MENDONÇA, 1998).

A dispersão das partículas coloidais do solo está relacionada com a interação das cargas elétricas na superfície e pode ser gerada por substituição isomórfica (permanentes) ou por dissociação de radicais (variáveis). As variáveis predominantes em Latossolo dependem das propriedades químicas do solo, pH e concentração eletrolítica da solução do solo (AZEVEDO; BONUMA, 2004).

A adição de matéria orgânica a um sistema em equilíbrio irá promover alterações nas cargas em razão de fatores diretos e indiretos. A adsorção de ácidos orgânicos pelos colóides minerais irá causar um incremento das cargas negativas do sistema e, portanto, um abaixamento do PCZ (OADES, 1984). Por outro lado, a adição de matéria orgânica pode promover alterações no pH do solo, favorecendo a manifestação de cargas variáveis. Nos solos eletropositivos, esses efeitos se somam, levando-os à eletronegatividade, de forma que o ambiente eletropositivo dos horizontes subsuperficiais se torna eletronegativo próximo à superfície, devido ao efeito da matéria orgânica (COLEMAN; OADES; UEHARA, 1989). A relação entre o potencial eletroquímico do meio e a dispersão de argila ainda é um fenômeno pouco estudado. A magnitude desse potencial está relacionada com a dispersão de argila na maioria dos casos, embora, em algumas condições, os mecanismos de dispersão não estejam diretamente relacionados com a condição eletrostática do meio, por causa de interações dos colóides inorgânicos com substâncias húmicas (OADES; GILLMAN; UEHARA, 1989; KRETZCHMAR; ROBARGE; WEED, 1993).

A neutralização do Al trocável, íon que estabiliza a estrutura do solo, e a elevação do pH do solo, que na faixa de pH menor que 7 tem ação dispersante (JUCKSCH, 1987; PAVAN; ROTH, 1992), contribuem para a dispersão do solo em partículas unitárias. A estabilidade dos agregados do solo depende da textura (óxidos e silicatos), teores e tipos de cátions, pH da matéria orgânica (FERREIRA et al., 1999a; MEURER, 2006). São fatores determinantes na espessura dupla da

camada difusa que influencia a dispersão e a floculação de partículas (MEURER, 2006).

Cañasveras et al. (2010) citam que proporção de agregados estáveis em água, diâmetro médio ponderado agregado e argila dispersa em água são três bons indicadores do risco de impermeabilização da superfície, geração de escoamento e erosão do solo pela água. Estes índices de agregação são influenciados pelo conteúdo de argila, óxidos de ferro, carbonato de cálcio e matéria orgânica, entre outras propriedades do solo.

Nguetnkam e Sultz (2011), estudando argila dispersa em água em solos de Camarões, verificaram as relações entre este índice com as propriedades físicas e químicas do solo, obtendo correlação positiva entre a argila dispersa em água com a razão de dispersão da argila. Os mesmos autores verificaram que a floculação completa é observada a pH 3 e 4, o pH no qual o ponto de carga zero seja atingido para as frações de argila do horizonte A e B, respectivamente.

Karathanasis e Johnson (2006) avaliaram a estabilidade de colóides de biossólidos suspensos em água de resíduos urbanos e agrícolas e sua transportabilidade através de solos indeformados com o objetivo de avaliar riscos potenciais dessas partículas coloidais como portadores de contaminantes associados com alterações de resíduos orgânicos aplicados a solos, e verificaram que os colóides dos biossólidos mostraram uma estabilidade ao longo de uma ampla gama de condições de pH e, também, que os colóides de biossólidos tratados com cal foram mais estáveis do que esterco de galinha, com pH e teor de matéria orgânica (MO), sendo os fatores dominantes que influenciam esta estabilidade. Os autores concluíram que o aumento da estabilidade coloidal nem sempre resulta em maior transportabilidade, provavelmente devido à dissolução de carbonato e interação iônica crescente com a matriz do solo.

### 2.2.3 Propriedades Mecânicas do Solo

#### 2.2.3.1 Limites de consistência

As relações na interface solo-implemento (ferramentas de manejo do solo) são muito complexas, pois são afetadas pelas propriedades físico-hídrico-mecânicas do solo e pelas características das ferramentas. Entre as propriedades

físico-hídrico-mecânicas, a consistência do solo, que descreve a resposta do solo à ação das forças externas que tendem a deformá-lo e podem ocasionar fluxo, fratura ou compressão do solo (FORSYTHE, 1975), é uma das mais importantes.

Um solo pode apresentar vários estados de consistência conforme o seu conteúdo de água; os valores de conteúdo de água nos pontos de transição são denominados de limites. Assim, o limite plástico é o valor do conteúdo de água abaixo do qual o solo se apresenta friável e o limite líquido aquele acima do qual o solo se comporta como fluido.

Define-se como índice de plasticidade a diferença entre o limite líquido e o limite plástico. É na condição de solo friável, isto é, abaixo do limite plástico, que se recomenda a realização das operações motomecanizadas em função da mínima coesão entre as partículas do solo e da menor adesão do solo às ferramentas de preparo e semeadura (ASHBURNER; SIMS, 1984).

Se o solo estiver muito seco, apresenta alta coesão, exigindo maior potência das máquinas agrícolas e, por outro lado, se o solo estiver muito úmido, além de problemas de sustentação e capacidade de tração dos tratores, ocorrerão danos à estrutura, pois filmes de água estarão dispostos ao redor das partículas, funcionando como lubrificante, favorecendo a desagregação pela pressão exercida pelas máquinas e implementos agrícolas, compactando-o (SILVEIRA, 1988).

Poucos estudos foram realizados sobre esse assunto no Brasil. Atualmente alguns trabalhos têm sido apresentados, como o de Figueiredo et al. (1998), que obtiveram valores de limite plástico em torno de  $0,32 \text{ kg kg}^{-1}$  em Latossolo Roxo da região de Lavras – MG, observando, ainda, que a umidade ótima de compactação está a 90% do limite plástico, dentro da faixa de friabilidade do solo.

Braida (2004), estudando um Nitossolo, constatou que o acúmulo de matéria orgânica resultava em um aumento significativo dos limites de liquidez e de plasticidade, sem que ocorresse alteração do índice de plasticidade (intervalo de umidade entre os limites de liquidez e de plasticidade). De acordo com Baver, Gardner e Gardner (1972), isso ocorre porque a manifestação da plasticidade se dá apenas depois que duas condições sejam atendidas: deve haver água suficiente para a formação de camadas rígidas de moléculas de água nas superfícies coloidais adjacentes e deve haver água extra para funcionar como lubrificante entre as camadas rígidas de moléculas de água. Assim, a matéria orgânica afetaria apenas a

primeira demanda, tornando-a maior, mas não teria efeito sobre a segunda demanda de água.

Valores de potencial de água nos Limites de Atterberg encontrados em vários estudos foram resumidos por McBride (1989); o potencial da água nos limites plásticos era afetado pela textura do solo. McBride (1989) investigou limites de consistência para 290 horizontes do solo com teor de argila variando de 5 a 94%, e apresentando potências hídricas significativas de 694-1051 hPa para o LP e 30-98 hPa para LL.

Os limites de consistência Atterberg de solo são utilizados principalmente na classificação de materiais do solo coeso para fins de engenharia (MCBRIDE, 2008). Eles também têm sido relacionados com a capacidade de compressão, com o potencial de inchaço, e com a superfície específica de solos (McBride, 1989). Assim, os limites de consistência são importantes propriedades do solo que podem render informações sobre o comportamento mecânico do solo. (KELLER; DEXTER, 2012).

A plasticidade do solo é influenciada pela mineralogia das argilas (CERATO, 2001) e pela natureza de cátions trocáveis (SCHJØNNING, 1991). Além disso, o teor de matéria orgânica (MO) tem sido avaliado por influenciar os limites plásticos do solo. Acher (1969) encontrou uma forte correlação positiva entre LP e MO em um solo silte-argiloso na Inglaterra. A matéria orgânica desempenha um papel importante nos solos agrícolas (DEXTER et al., 2008), e é consequência significativa no contexto da plasticidade dos solos.

Vasconcelos et al. (2010) citam que uma pequena porcentagem de matéria orgânica pode aumentar o limite de plasticidade, sem necessariamente elevar simultaneamente o limite de liquidez.

Alterações nos limites de consistência do solo em razão das modificações nos teores de carbono orgânico são pouco estudadas (NETTLETON; BRASHER, 1983). Smith et al. (1985) obtiveram correlações positivas entre a matéria orgânica e o limite de plasticidade em solos com diferentes mineralogias, enfatizando que o aumento da matéria orgânica tende a aumentar a área superficial específica do solo, com conseqüente aumento de retenção de água, levando-o a ter maiores valores para os limites de plasticidade do solo. A redução da matéria orgânica nos solos cultivados, no entanto, pode reduzir o limite de plasticidade e a faixa de friabilidade, refletindo no aumento da compactação. A determinação do teor

de água adequado à realização das atividades mecanizadas torna-se importante, visto que, muitas vezes, na tentativa de se atender a um cronograma de trabalho, não se considera a faixa de umidade ideal para as atividades agrícolas, o que aumenta, sem dúvida, os riscos de degradação física do solo (SILVA; CABEDA; CARVALHO, 2006).

#### 2.2.4 Matéria Orgânica do Solo

A importância da matéria orgânica em relação às características químicas, físicas e biológicas do solo é amplamente reconhecida. A sua influência sobre as características do solo e a sensibilidade às práticas de manejo determinam que a matéria orgânica seja considerada um dos principais parâmetros na avaliação da qualidade do solo (DORAN; PARKIN, 1994).

Alterações na matéria orgânica podem influenciar algumas propriedades físicas do solo, como limites de consistência (SMITH et al., 1985), umidade ótima de compactação (DÍAZ-ZORITA; GROSSO, 2000) e estabilidade dos agregados (MUNNER; OADES, 1989).

Um dos principais efeitos da matéria orgânica sobre os atributos físicos do solo está associado ao grau de agregação que conseqüentemente afeta a densidade, porosidade, aeração e a capacidade de retenção e infiltração de água (BARBOSA, TAVARES FILHO; FONSECA, 2002), evidenciando a importância da aplicação de matéria orgânica no solo.

Especificamente em relação às características químicas, o incremento de matéria orgânica resulta no aumento da CTC do solo (TEIXEIRA; TESTA; MIELNICZUK, 1992; BAYER; MIELNICZUK, 1997; CIOTTA et al., 2002), na diminuição da toxidez de Al (SALET, 1994) e na maior disponibilidade de nutrientes, principalmente do N (TEIXEIRA; TESTA; MIELNICZUK, 1994; BURLE; MIELNICZUK; FOCCHI, 1997), entre outros.

A matéria orgânica melhora o estado de agregação das partículas do solo, diminui sua densidade e aumenta a aeração (MELO; MARQUES, 2000).

A matéria orgânica e os cátions presentes ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ), dentre outros, promovem a agregação de partículas e determinam o aumento no volume do solo, causando redução na sua densidade (BARBOSA; TAVARES FILHO; FONSECA, 2002; MELO; MARQUES, 2000).

Alguns dos efeitos causados pela aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas estão diretamente relacionados à persistência da carga orgânica do resíduo nestes solos. Se parte da matéria orgânica presente no lodo for resistente à degradação, seu teor no solo aumentará ao longo de sucessivas aplicações, podendo proporcionar alterações significativas em algumas propriedades químicas e físicas desse solo (CLAPP et al., 1986; METZGER; YARON, 1987).

Em estudos com lodo de esgoto dispostos no solo, Barbosa, Tavares Filho e Fonseca (2002) verificaram a tendência de aumento da agregação do solo conforme aumentava a dose de lodo.

Marciano (1999), estudando efeitos das doses de lodo, em Latossolo vermelho amarelo, detectou tendência de redução dos teores de argila e densidade do solo e aumento nos teores de areia.

A grande acumulação de matéria orgânica do solo (MOS), observada em solos de várzea, é considerada decorrente da elevada utilização de resíduos de plantas e material carbonizado associada com decomposição retardada em condições anaeróbias. Existe também evidência de estabilização MOS através de oclusão em agregados e fitólitos, bem como as interações com minerais de argila e de óxidos de ferro. (KÖGEL-KNABNER et al., 2010).

A sorção de matéria orgânica dissolvida (MOD) em superfícies de partículas do solo depende fortemente da carga de superfície. Como ânions e cátions na superfície de carga, as propriedades de sorção podem também ser modificadas por eletrólitos. Esse problema é particularmente importante em solos alcalinos (RASHAD; DULTZ; GUGGENBERGER, 2010).

Dentre os efeitos do lodo de esgoto sobre as propriedades físicas do solo, condicionadas principalmente pela presença de matéria orgânica, destacam-se a melhoria no estado de agregação das partículas do solo, com consequente diminuição da densidade e aumento na aeração e retenção de água (MELO; MARQUES, 2000). Quanto aos aspectos químicos, a aplicação de lodo ao solo tem propiciado elevação dos teores de fósforo (SILVA; RESCK; SHARMA, 2002a), de carbono orgânico (CAVALLARO; PADILLA; VILLARRUBIA, 1993), da fração humina da matéria orgânica (MELO et al., 1994), do pH, da condutividade elétrica e da capacidade de troca de cátions (OLIVEIRA et al., 2002a).

O lodo de esgoto tem apresentado bons resultados como fertilizante para diversas culturas, dentre elas soja e trigo (BROWN; ANGLE; CHANEY, 1997,

VIERIA et al., 2005), milho (SILVA; RESCK; SHARMA, 1997; GALDOS; DE MARIA; CAMARGO, 2004, GOMES; NASCIMENTO; BIONDI, 2007, GOBBI, 2003, QUINTANA; CARMO; MELO, 2009), feijão e girassol (DESCHAMPS; FAVARETTO, 1997, LOBO; GRASSI FILHO, 2007, NASCIMENTO et al. 2004), eucaliptos e pinus (ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004; TRIGUEIRO, 2002), sendo, portanto, um fertilizante potencial em diversas condições de solo e clima. Barros et al. (2002) verificaram ocorrência de aumento dos teores de nitrogênio em plantas, que foram proporcionais ao aumento das doses de lodo de esgoto adicionadas, enquanto Silva et al. (2002) comprovaram que o biossólido utilizado obteve eficiência 25 % superior à do superfosfato triplo como fonte de fósforo para o milho. O potássio, em virtude da baixa concentração em lodo, advinda de sua alta solubilidade em água, tem sido o elemento de maior necessidade de suplementação com fertilizantes minerais quando da utilização do lodo para adubação (ROSS; AITA; CERETTA, 1990; MELO et al., 1997). Galdos, De Maria e Camargo (2004), aplicando lodo de esgoto em cultura de milho, verificaram produções até 25 % superiores às parcelas sem lodo e que receberam adubação com NPK. Anjos e Mattiazzo (2000) não encontraram diferenças significativas entre a produtividade dos tratamentos com biossólido e com adubação convencional, em experimento com a cultura de milho em vasos. Silva, Resck e Sharma (2002a) relataram maior produção de grãos em relação à testemunha absoluta e à adubação NPK por três anos, após uma única aplicação de lodo, demonstrando seu efeito residual.

O contínuo processo de decomposição acelerado e o acúmulo de matéria orgânica no solo estão diretamente relacionados com o clima, tipo de solo, o manejo e a qualidade dos resíduos relacionados (SANCHEZ et al., 1989). Assim, áreas com incorporação de resíduos vegetais têm contribuído para o processo de degradação das propriedades físicas, químicas e biológicas (CALLEGARI et al., 2006).

Alguns trabalhos têm demonstrado que a aplicação de lodo de esgoto pode resultar num aumento de matéria orgânica do solo e da estabilidade dos agregados do solo. Garcia-Orenes et al. (2005) observaram aumento de carbono orgânico e da porcentagem de agregados estáveis com aplicação de lodo de esgoto em solos salinos e não salinos. Tsadilas et al. (1995), aplicando de 0 a 50 t/ha de lodo, verificaram aumento de matéria orgânica e da estabilidade de

agregados, além da melhoria de outras propriedades físicas do solo, influenciando positivamente a produção de algodão.

Souza et al. (2005) observaram aumento do diâmetro médio dos agregados com aplicação aproximadamente de 50t/ha de lodo de esgoto em cinco anos em Latossolos de textura média e textura argilosa. Lindsay e Logan (1998), aplicando taxas entre 0 a 300 t/ha de lodo de esgoto no solo, verificaram aumento do diâmetro médio dos agregados, porém com máximo efeito na dose de 60 t/ha.

Sort e Alcaniz (1999), em um ensaio de recuperação de área degradada, constataram que o principal efeito do lodo de esgoto foi o aumento da estabilidade de agregados no impacto de gotas de chuva após a aplicação do lodo de esgoto. Entretanto, após um ano, esse efeito havia decrescido substancialmente. Assim como esses autores não obtiveram efeito duradouro da aplicação do lodo de esgoto, outros não observaram efeito do lodo na matéria orgânica do solo e na agregação.

Andrade, Oliveira e Cerri (2005), após cinco anos de aplicação de lodo de esgoto alcalino (com carbonatos), em superfície na entrelinha de eucalipto, não notaram diferença no estoque de carbono entre os tratamentos de controle com doses de lodo variando de 10 a 40 t/ha. Barbosa, Mitsios e Golia (2004) não observaram diferença significativa na agregação do solo com aplicação de lodo de esgoto tratado com cal por dois anos de 0 a 36 t/ha. Neste trabalho, observou-se, ainda, repelência à água na superfície nas doses mais elevadas.

Diversos autores (CARVALHO-PUPATTO; BÜLL; CRUSCIOL, 2004; LOVATO et al., 2004; SOUZA et al., 2005) citam que a utilização de escória de aciaria, lama cal e lodos de esgoto e a adoção do sistema plantio direto são práticas que elevam os teores de Ca e matéria orgânica no solo. Sabedores de que esses fatores são responsáveis pela maior agregação e estabilidade das partículas do solo (CORRÊA, 2002), a associação dessas práticas agrícolas pode melhorar os atributos físicos do solo. Alguns trabalhos como os de Melo et al. (2004) e Souza et al. (2005) citam que os resultados de alterações físicas do solo, envolvendo lodo de esgoto, dizem respeito ao sistema convencional de plantio e com incorporação desses resíduos. Melo et al. (2004) demonstram que a aplicação de lodo de esgoto em solos tropicais resulta em aumento da macroporosidade. Já Camilotti et al. (2006) não verificaram efeito da aplicação de lodo de esgoto nos atributos físicos do solo, em razão da não associação desses resíduos com a matéria orgânica.

O acúmulo de matéria orgânica, que pode ser obtido a partir de um manejo adequado do solo e dos resíduos culturais, geralmente está associado a uma melhora das condições físicas do solo (GOSAI; ARUNACHALAN; DULTA, 2009), especialmente pelos benefícios que a matéria orgânica pode trazer à sua estrutura (WIESMEIR et al., 2009).

#### 2.2.5 Disposição do Lixiviado no Agrossistema

O solo e plantas atuam como filtros vivos, absorvendo e retendo poluentes e organismos patogênicos presentes em resíduos e águas residuárias. A presença de nutrientes nas plantas em efluentes de esgoto tratado é um aspecto favorável em se tratando de irrigação de culturas agrícolas e florestais, e indesejáveis para o lançamento desses resíduos em corpos d'água (SANTOS, 2004).

A aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas, como fertilizante orgânico ou condicionador do solo, deve crescer substancialmente nos próximos anos no Brasil, seguindo uma tendência mundial e acompanhando a demanda gerada por um acentuado crescimento no volume de esgoto tratado no País (TSUTIYA, 2001). Tsutiya (2001) afirma que, por aproveitarem melhor a composição química do lodo de esgoto e desprezarem os riscos de contaminação com patógenos, algumas culturas são mais indicadas para receberem fertilização com este tipo de material. É o caso do milho e das gramíneas, além de atividades como reflorestamento, recuperação de áreas degradadas e fruticultura. No entanto, é preciso cuidado porque o uso exclusivo de lodo de esgoto como fertilizante pode causar deficiências nutricionais para as culturas devido ao desequilíbrio no teor de nutrientes oferecidos. (SOUZA, 2004).

A aplicação de biossólidos tem sido recomendada em culturas perenes e anuais, cujas partes comestíveis não entram em contato com o resíduo, e em pastagens e reflorestamentos (ANDREOLI; LARA; FERNANDES, 1999; BETTIOL; CAMARGO, 2000).

A reciclagem agrícola dos lodos de esgoto ou biossólidos destaca-se como forma de reduzir a pressão sobre a exploração dos recursos naturais. Por serem, geralmente, ricos em matéria orgânica e nutrientes, os biossólidos apresentam grande potencial de uso como fertilizantes e condicionadores do solo e,

quando atendem aos requisitos necessários quanto à concentração de metais pesados e patógenos, podem substituir parcial ou totalmente os fertilizantes minerais (SILVA; RESCK; SHARMA, 2002a).

O aproveitamento de águas residuárias ricas em material orgânico tem sido adotado com frequência, como forma de disposição final adequada desses resíduos, concorrendo para que se obtenha melhoria na qualidade do solo, possibilitando a obtenção de aumento na produtividade de muitas culturas agrícolas (MATOS; BRASIL; FONSECA, 2003). Considerando-se que o percolato produzido em aterros sanitários apresenta potencialidades para uso em fertirrigação de culturas agrícolas, Matos, Carvalho e Azevedo (2008) avaliaram a qualidade físico-química de solo em contato com lixiviado de resíduos sólidos urbanos com fins de aproveitamento agrícola.

Segundo Van Raij (1998), os benefícios da aplicação do biossólido podem se equiparar ou superar os alcançados com a adubação mineral, principalmente em relação à produtividade e economia com fertilizantes, sobretudo os nitrogenados. No entanto, devido ao seu alto teor de umidade, são necessárias grandes quantidades de aplicações para atingir a equivalência nutricional dos fertilizantes minerais.

Malta (2001) afirma que o lodo de esgoto altera as propriedades físicas do solo, melhorando sua densidade, porosidade e capacidade de retenção de água. Além disso, melhora seu nível de fertilidade, elevando o pH, diminuindo o teor de alumínio trocável, aumentando a capacidade de troca de cátions (CTC) e a capacidade de fornecer nutrientes para as plantas; e, ainda, por conter em sua constituição teores elevados de matéria orgânica e de outros nutrientes promove o crescimento de organismos do solo, os quais são de fundamental importância para a ciclagem dos elementos.

Loher (1984) recomendou a aplicação de até  $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, no caso de disposição de águas residuárias ricas em material orgânico no solo. Queiroz et al. (2004) verificaram efeitos positivos e pequeno risco ambiental com a aplicação de água residuária da suinocultura, na taxa de  $800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, em solo cultivado com gramíneas. Com base nos dados de produção de percolados, apresentados por Carvalho et al. (2006) para colunas de RSU sem e com camada de RCC (resíduos de construção civil), e na DBO inicial do percolato, estima-se serem necessários, respectivamente, 3,3 e 2,6 ha de área para disposição

do lixiviado, para cada hectare de aterro sanitário com células de lixo recém-coletado, de 2,47 m de altura.

Matos, Carvalho e Azevedo (2008), avaliando a viabilidade do uso agrícola do lixiviado de RSU, verificaram ainda que a concentração de macronutrientes (N, Ca e Mg) no percolado tem diminuído com o tempo de aterramento do RSU. As concentrações presentes são um indicativo de que o percolado possui considerável valor fertilizante e, por esta razão, se adequadamente disposto no solo, poderá possibilitar o seu aproveitamento na fertilização do solo para a produção agro-silvo-pastoril. Os autores citam também que as concentrações de cádmio, cobre, crômio, chumbo, níquel e zinco, na grande maioria das vezes, são inferiores aos limites de detecção do aparelho utilizado. No que se refere a esses metais pesados, o percolado apresenta-se em condições de lançamento em corpos hídricos receptores, de acordo com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005, indicando pequeno risco para a sua disposição no solo e com base nos altos valores de pH e de concentração de material orgânico e macronutrientes (N, Ca, Mg) e nas baixas concentrações de metais pesados, a fertirrigação deve ser considerada como forma de disposição final de percolados de aterro sanitário.

Estudos sobre a viabilidade de uso agrícola de biossólidos de origem industrial são poucos e desenvolvidos com resíduos diversificados, como os de curtume e de carboníferos (KONRAD; CASTILHOS, 2002; FERREIRA et al., 2003). No entanto, como os biossólidos industriais são diversos, com características que variam de acordo com a matéria-prima utilizada, o processo industrial empregado e o sistema de tratamento aplicado (FERREIRA et al., 1999a), são necessárias pesquisas de avaliação agrônômica para definição de taxas de aplicação, viabilidade técnica e segurança ambiental específica para cada resíduo. (TRANNIN; SIQUIERA; MOREIRA, 2005).

Brito et al. (2007) afirmam que a utilização excessiva de adubos e de chorume preocupa o consumidor que revela um interesse crescente pelo modo de produção agrícola, além de ser uma das principais causas da contaminação da água subterrânea.

O uso dos biossólidos, por se tratar de um produto de recente utilização na agricultura, gera dúvidas quanto ao seu custo em relação aos

fertilizantes convencionais e requer um estudo mais completo na avaliação econômica de sua aplicação. (SILVA; RESCK; SHARMA, 2002b).

Assim como os biossólidos, estudos sobre a utilização do lixiviado de resíduos sólidos urbanos são necessários para que se confirme a segurança do seu uso ao meio ambiente e à saúde humana.

### 3 MATERIAL E MÉTODO

A estratégia de pesquisa empregada foi a experimental. Para a avaliação das alterações das características decorrentes entre o solo-lixiviado, foram utilizadas colunas de difusão, sem fluxo para viabilizar um estudo mais aprofundado, pois o solo é um meio complexo, visto que sua textura e diversos parâmetros físicos e químicos interferem na capacidade de retenção e grau de mobilidade de cada um dos elementos químicos que mantenha contato com o solo. Além disso, o lixiviado também possui características químicas e físicas bastante complexas. Este conhecimento prévio é fundamental para estudos de sistemas alternativos para tratamento de lixiviado, como por exemplo, as barreiras reativas permeáveis, assim como para diagnosticar áreas contaminadas e desenvolver planos de recuperação de áreas degradadas, entre outros.

Os experimentos foram realizados em três laboratórios: Laboratório de Saneamento, Laboratório de Geotecnia do Departamento de Construção Civil, ambos da Universidade Estadual de Londrina (UEL) e Laboratório de Solos do Instituto Agrônomo do Paraná – IAPAR.

Alguns ensaios complementares, no entanto, foram realizados no Laboratório de Solos da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ e no Laboratório de Fluorescência de Raios-X e de Difração de Raio-X, no Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, visto a não disponibilidade destas técnicas analíticas na UEL.

#### 3.1 MATERIAIS

##### 3.1.1 Área Estudada

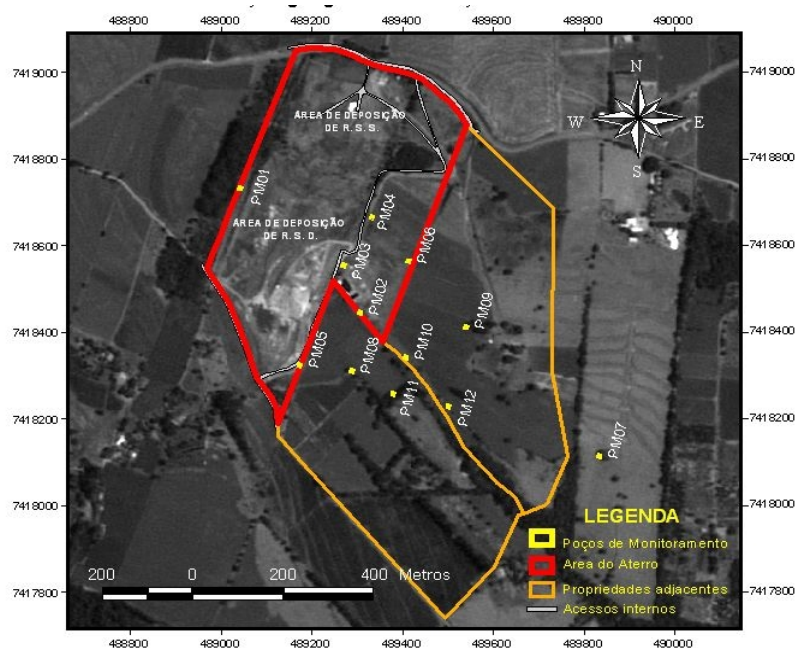
Para a realização da pesquisa, foram utilizadas amostras de solo extraídas das profundidades de 0 a 20 cm e 1,5 m de um solo típico da cidade de Londrina (PR). As amostras foram coletadas em um local especialmente escolhido na Mata da Universidade Estadual de Londrina. Trata-se de um local ainda não explorado, com presença de vegetação nativa, considerado isento de qualquer tipo de contaminação que poderia interferir nas propriedades físicas e químicas das amostras extraídas para a realização dos ensaios.

### 3.1.2 Lixiviado

O lixiviado utilizado no experimento foi coletado no local de deposição de resíduos sólidos do Município de Londrina, classificado como aterro controlado. O Município de Londrina tem aproximadamente 500.000 habitantes e produz, em média, 420 t/d de resíduos domiciliares, 200 t/d de resíduos de construção civil, 60 t/d de resíduos particulares (industriais e comerciais). Atualmente, o aterro não recebe resíduos hospitalares, porém, quando recebia, a quantidade ficava em torno de 0,89 t/d destes resíduos. O aterro está localizado a aproximadamente 7 km do centro da cidade de Londrina, possuindo cerca de 194.000m<sup>2</sup> de área para armazenamento dos resíduos e localiza-se em fundo de vale, conforme figura 17. O início de operação do aterro aconteceu no ano de 1977 e foi efetivado sem levar em consideração critérios técnicos mínimos requeridos para esse tipo de atividade.

Atualmente, o aterro não se encontra mais em operação. Os resíduos domiciliares e particulares eram dispostos na área do aterro e cobertos com entulho proveniente dos resíduos de construção civil e por solo, ao final de cada jornada de trabalho. Existem ainda sistemas de coleta de chorume e gás, que somente começaram a ser executados a partir do ano 2000.

**Figura 3.1** – Coordenadas geográficas da área do local de disposição de resíduos.



## 3.2 MÉTODO

### 3.2.1 Coleta do Solo

Para a coleta de amostras indeformadas das profundidades de 0,2 m e 1,5 m do solo, foi aberta uma trincheira de aproximadamente 1,5 m de altura, escavada na mata da Universidade Estadual de Londrina. Para identificação e delimitação das profundidades, contou-se com a ajuda de um especialista na área de pedogênese de solo. A Figura 3.2 ilustra a trincheira escavada e as profundidades definidas.

**Figura 3.2** – Demarcação das profundidades



Amostras superficiais foram retiradas até uma profundidade de 20 cm. As amostras mais profundas foram retiradas de uma profundidade aproximada de 1,5 m. De ambas as profundidades, foram retirados blocos de 30 x 30 x 30 cm de dimensão, que foram devidamente envoltos com tecido e parafina para a manutenção de suas propriedades naturais. As Figuras 3.3, 3.4 e 3.5 ilustram o procedimento de coleta dos blocos.

**Figura 3.3** – Coleta de amostra indeformada da profundidade de 0-20 cm



**Figura 3.4** – Coleta amostra indeformada profundidade 1,5 m



**Figura 3.5** – Proteção da amostra com tecido e parafina



Após terem sido coletados, os blocos de solo foram guardados na câmara úmida do Laboratório de Geotecnia da UEL até o dia da preparação dos ensaios. Com esse procedimento, evitou-se a perda de umidade natural do solo para o ambiente, bem como a exposição ao ar e à luz.

### 3.2.2 Caracterização do Solo

A caracterização do solo foi feita com base em análises químicas, mineralógicas e ensaios geotécnicos, que permitiram determinar valores de referência dos principais parâmetros físicos, químicos e limites de consistência que podem sofrer alteração enquanto o solo está em contato com os componentes do lixiviado.

A caracterização geotécnica do solo foi realizada com base em ensaios de granulometria (ABNT, 1984c), determinação da massa específica dos grãos (ABNT, 1982), determinação do limite de plasticidade (ABNT, 1984b) e determinação do limite de liquidez (ABNT, 1984a). O coeficiente de permeabilidade foi obtido com uso de permeâmetro de parede flexível, com carga variável. Os ensaios geotécnicos foram realizados no Laboratório de Geotecnia da UEL e seus

resultados são apresentados no capítulo 4 – Resultados e Discussões, deste trabalho.

A mineralogia do solo foi obtida através do equipamento Siemens D5000, nas seguintes condições: 40Kw e 40 (Micro amper), Ângulo inicial 2 (Graus 2 theta), Ângulo final 65 (graus 2 theta) com um passo de 0,05 (graus 2 theta) e 1seg/passos. Os dados foram reduzidos pelo programa DIFFRAC plus e com a consulta do banco de dados PDF-2 (Versão 2001) no Laboratório de Difração de Raio-X do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo.

Com relação às análises químicas, foram realizadas análises quantitativas do solo por fluorescência de raio-X, através da técnica de pastilha de pó prensado (PPP), juntamente com a técnica de pastilhas fundidas (FGD), para a determinação de 38 elementos maiores e traços. Esses ensaios foram realizados no Laboratório de Fluorescência de raios-X do Instituto de Geociências (USP).

### 3.2.3 Coleta do Lixiviado

O lixiviado utilizado na pesquisa foi coletado na entrada do sistema de tratamento instalado no próprio aterro de resíduos urbanos da cidade de Londrina. O lixiviado foi armazenado em galões de 20 L, totalizando um volume de 100 L e levado ao laboratório de saneamento para mantê-lo sob refrigeração a 4° C até a finalização da montagem de todo dispositivo experimental .

### 3.2.4 Caracterização do Lixiviado

O lixiviado foi caracterizado no Laboratório de Saneamento da UEL, através dos parâmetros e respectivas técnicas analíticas do APHA; AWWA; WEF (2005), apresentados na Tabela 3.1. A determinação dos parâmetros apresentados na Tabela 3.2 foi realizada pelo Laboratório de Solos do IAPAR, utilizando espectrometria de plasma por indução, em aparelho ICAP 61E.

**Tabela 3.1** – Análises e procedimentos adotados na caracterização do chorume

Parâmetros	Técnica analítica (APHA;AWWA; WEF (2005))
pH	4500-H+ B Eletrometric Method
DBO	5210 B 5-Day BOD Test
DQO refluxo fechado	5220 B Colorimetric Method

**Tabela 3.2** – Elementos determinados pela espectrometria de Plasma por indução

Sódio
Cálcio
Magnésio
Manganês

### 3.2.5 Ensaio de Difusão

Para o estudo da alteração de propriedades físicas e químicas do solo e do lixiviado em decorrência do contato entre eles, foram realizados ensaios de difusão e análises químicas em amostras de solo e de lixiviado, colocados em contato durante tempos pré-estabelecidos.

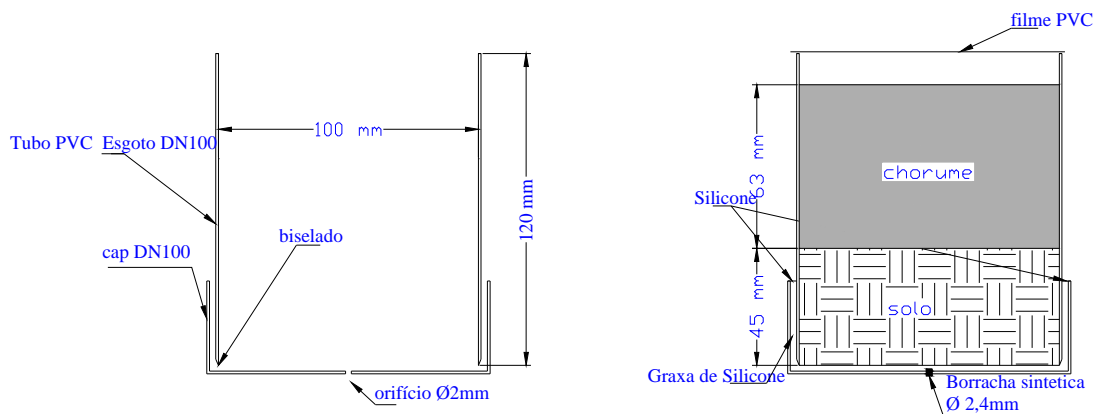
Para cada profundidade (0,2 m e 1,5 m), foi realizado um conjunto de 21 ensaios de difusão. Neste ensaio, o solo fica submerso no lixiviado e realizam-se avaliações das propriedades tanto do lixiviado quanto do solo ao longo do tempo.

No ensaio de difusão, procurou-se estabelecer um gradiente de concentração entre a amostra de solo saturada e o lixiviado que é depositado acima do solo, mantendo o gradiente hidráulico nulo. Após a saturação dos corpos de prova, o espaço superior foi preenchido com lixiviado, previamente caracterizado. O solo foi, então submetido a ensaios de difusão, conforme procedimento proposto por Barone (1989).

Para realizar os ensaios de difusão, foram moldados corpos-de-prova de solo indeformado, das profundidades de 0,2 m e 1,5 m, de modo a representar as diferentes condições encontradas no campo. Para execução do ensaio, foi utilizada uma célula de difusão, feita de tubo PVC branco, com 10 cm de diâmetro e 12 cm de altura, biselado em sua parte inferior de modo a facilitar a cravação no solo durante a moldagem do corpo de prova. As dimensões da célula foram determinadas em função do volume de lixiviado necessário para a realização

de todas as análises químicas previstas para o líquido. Optou-se por adotar as medidas da coluna de Barone, ou seja, 4,5 cm de solo. Um CAP de PVC, do mesmo diâmetro do tubo, foi colocado na parte inferior para conter o lixiviado na célula. A Figura 3.6 mostra o esquema da coluna de difusão.

**Figura 3.6** – Esquema de montagem do ensaio de difusão.



Um orifício com 2,0 mm de diâmetro foi feito na parte inferior do CAP para permitir que ocorresse a saturação do solo no interior da célula por meio da entrada de água de baixo para cima. Esse orifício permite que se faça a saturação sem prejudicar as condições naturais do solo, mantendo-o fisicamente estável no interior da célula.

Foi utilizada graxa de silicone entre o CAP e o tubo de PVC para facilitar o encaixe do CAP no tubo. O perímetro em torno da extremidade do CAP foi estancado com uso de borracha de silicone, impedindo a ocorrência de vazamentos de lixiviado pelo contato CAP – tubo, conforme Figura 3.6.

Para a moldagem do solo e colocação do CAP, foram feitas marcações na parte externa do tubo, para indicação da altura do corpo de prova de solo e do limite de colocação do CAP. Com isso, tornou-se possível saber se o tubo havia encostado adequadamente no fundo do CAP. A altura do corpo de prova de solo foi efetivada com base em trabalhos que utilizaram técnicas similares para

estudar adsorção de metais no solo, como o trabalho de Gabas (2005) e Leite (2001). As Figuras 3.7, 3.8 e 3.9 ilustram o que foi descrito.

Após a moldagem dos corpos de prova, o conjunto foi colocado em bandeja com água ultra pura para a saturação por capilaridade, com fluxo ascendente, através do orifício no CAP, como mostra a Figura 3.10. Os corpos de prova ficaram saturando por três dias. Em seguida, o orifício do CAP foi fechado com uma borracha sintética de diâmetro de 2,4 mm, que é um pouco maior que a abertura do furo no CAP, impedindo a ocorrência de vazamento de líquidos pelo orifício.

Todos os corpos de prova foram previamente identificados como profundidade de 0,2 m ou 1,5 m antes da saturação. Além disso, todos os materiais utilizados nos ensaios foram previamente lavados com sabão bacteriológico e enxaguados por 3 vezes com água destilada para não haver qualquer interferência nos resultados.

**Figura 3.7** – Marcação no tubo de PVC



**Figura 3.8** – Moldagem do corpo de prova de solo



**Figura 3.9** – Colocação do CAP após moldagem do corpo de prova



**Figura 3.10** – Saturação do corpo de prova



Após a saturação, o lixiviado foi colocado nas células de difusão. Para isto, foi utilizada uma régua com a finalidade de dissipar a energia da queda do líquido depositado, evitando a desestruturação do solo, conforme mostra a Figura 3.11. A quantidade de lixiviado utilizada em cada célula foi definida de acordo com os volumes mínimos necessários para realização das análises químicas programadas. Desta forma, determinou-se que seria conveniente usar 500 ml de lixiviado por célula de difusão. Um filme plástico foi colocado na parte superior do conjunto para proteção contra evaporação e entrada de corpos estranhos na célula, como já mostrado na Figura 3.6.



### 3.2.6 Avaliação das Características do Solo e Lixiviado

Após ter sido realizada a caracterização inicial do solo e do lixiviado, as amostras dos mesmos foram sendo retiradas de acordo com o planejamento apresentado na Tabela 3.3.

As amostras foram preparadas e encaminhadas para análise em laboratório. Para isto, primeiramente foi extraído o líquido sobrenadante, tanto da profundidade a 0,2 m como da de 1,5 m, com auxílio de pipeta, tomando-se o cuidado necessário para não perturbar o solo. Após a extração, o líquido foi armazenado em recipientes plásticos previamente identificados.

A etapa seguinte consistiu na retirada da borracha sintética do orifício do CAP para permitir a drenagem do restante do líquido pela parte inferior da célula de difusão e também da retirada do silicone do perímetro do CAP para a desconexão do tubo de PVC.

Após o período de drenagem, de aproximadamente 3 dias, as amostras de solo foram deixadas em repouso para secagem ao ar livre, porém ainda dentro do CAP, para não ocorrer desestruturação. Posteriormente, o solo foi sendo retirado da célula e colocado em recipientes plásticos, para a continuação da secagem.

Depois de completada a secagem ao ar livre, o solo foi submetido à moagem e peneiramento, em malha de abertura 12mm, armazenado em sacos plásticos com identificação da profundidade, do dia de extração da célula e enviado ao IAPAR, para ser submetido às análises químicas e físicas, descritas nos itens 3.2.7, a seguir.

**Figura 3.12** – Sequência do procedimento para as análises das amostras de solo



### 3.2.7 Análises Químicas e Físicas do Solo

O teor de matéria orgânica do solo foi obtido através do método de determinação gravimétrica. Esse método se baseia no princípio da perda de massa da matéria orgânica, presente no solo, quando submetido à incineração. O método foi desenvolvido pelo Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR).

A determinação do carbono no solo foi efetuada pelo método de Walkley-Black .

O pH do solo foi determinado pela estimativa das atividades dos íons  $H^+$  na suspensão do solo, utilizando-se a solução  $CaCl_2$  0,01M, e também em  $H_2O$ , para posterior determinação da  $\Delta pH$ .

A capacidade de troca catiônica (CTC) foi determinada pelo método que tem como princípio o deslocamento do  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$  presentes no sítio de troca de cátions, pela solução KCl 1M e a determinação da Acidez Potencial ( $Al^{3+} + H^+$ ) com a solução Tampão SMP.

Os elementos presentes no solo foram determinados, em sua caracterização inicial e ao longo do tempo de contato, através do Método ITPL – 4.9-004 Análise Geoquímica – ICP Digestão Total. Os parâmetros medidos foram Cálcio, Magnésio , Manganês e Sódio. Esse ensaio foi realizado a fim de permitir a averiguação de um possível aumento desses elementos no solo devido à presença dos mesmos no lixiviado.

A caracterização física das amostras foi realizada com base em ensaios de granulometria (ABNT, 1984c) e determinação da massa específica dos grãos (ABNT, 1982), determinação do limite de plasticidade (ABNT, 1984b) e determinação do limite de liquidez (ABNT, 1984a). O coeficiente de permeabilidade foi obtido com uso de permeâmetro de parede flexível, com carga variável.

A densidade, micro e macroporosidade, foi determinadas através do ensaio de mesa de Tensão (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, 1997).

### 3.2.8 Análises Físicas e Químicas do Lixiviado

Após a retirada das amostras de lixiviado das células de difusão, estas foram submetidas às etapas descritas na Tabela 3.1.

Reservou-se um volume de 5 ml de cada amostra, conservado em ácido nítrico em  $\text{pH} < 2,0$ , para a determinação de elementos através da espectrômetro de absorção atômica, modelo ICAP 61E, no qual um plasma é gerado acoplado por indução ao dirigir a energia de um gerador de frequência de rádio a um gás apropriado, comumente argônio ICP.

Para a análise estatística dos dados, foi utilizado o programa computacional STATÍSTICA, versão 6.0, utilizando o teste t, com 95% de confiança.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, são apresentados os resultados obtidos relativos à caracterização do lixiviado e do solo utilizados no experimento – itens 4.1 e 4.2, respectivamente. Os resultados decorrentes do contato solo-lixiviado no período do ensaio de difusão estão apresentados no item 4.3, para o lixiviado e, no item 4.4, para o solo. O item 4.5 analisa estatisticamente o contato entre o lixiviado e o solo e a relação entre os parâmetros avaliados.

### 4.1 RESULTADOS DAS ANÁLISES DE CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO UTILIZADO NO ENSAIO DE DIFUSÃO

A caracterização inicial do lixiviado utilizado para o ensaio, juntamente com o limite de detecção do método, está apresentada na Tabela 4.1.

**Tabela 4.1** – Caracterização do lixiviado

Parâmetro analisado	Resultados	Limite de Detecção (mg/L)
pH	8.1	-----
DBO	315 mgO <sub>2</sub> /L	-----
DQO	1570 mgO <sub>2</sub> /L	-----
Cálcio	68 mg/L	0,1556
Magnésio	114 mg/L	0,0286
Sódio	760 mg/L	0,0087
Manganês	0.31 mg/L	0,0093

\* Não detectado

Observa-se, na tabela 4.1, que o lixiviado tem uma característica básica e está relacionado a um aterro mais velho, pois o pH tende a aumentar devido à diminuição da biodegradabilidade da matéria orgânica e à produção de gases. Sua relação DBO/DQO é de aproximadamente 0,20, que, segundo Hamada (1997) e Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993), refere-se a aterro antigo, cuja degradabilidade fica comprometida, pois melhor seria estar entre 0,4 e 0,6. Nota-se, também, uma quantidade elevada de sódio, o que é característico deste efluente. No entanto, é importante salientar que não foram avaliados metais pesados, o que era de se esperar em função do pH elevado, que provoca a precipitação da maioria

deles e a não detecção no líquido. Os resultados apresentados estão na faixa dos apresentados nas tabelas 2.1 e 2.2 para aterros com idade superior a 10 anos. No entanto, deve-se ressaltar que a coleta do lixiviado foi realizada após período de precipitação, o que certamente provocou uma diluição do mesmo.

#### 4.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E MINERALÓGICA DO SOLO UTILIZADO NO ENSAIO DE DIFUSÃO

Os resultados das caracterizações físicas do solo, tanto da profundidade a 0,2 m como a de 1,5 m, estão descritos na Tabela 4.2. As amostras avaliadas, a 0,2 m e 1,5 m, apresentam massas específicas dos sólidos aproximadas, porcentagem de argila acima de 70% e classificação de “pouco permeável” quanto à condutividade hidráulica do solo, sendo a amostra do solo a 0,2 m mais permeável que a amostra a 1,5 m.

**Tabela 4.2** – Caracterização física e química inicial do solo

Características	Solo 0-20 cm		Solo 150 cm	
Massa esp. Sólidos $\gamma_s$	2.98	g/cm <sup>3</sup>	3.11	g/cm <sup>3</sup>
Massa esp. Solo - $\gamma_{nat}$	1.20	g/cm <sup>3</sup>	1.34	g/cm <sup>3</sup>
Granulometria – argila	70%		75%	
Condutividade Hidráulica k	$5.8 \cdot 10^{-4}$	cm/seg	$1.8 \cdot 10^{-4}$	cm/seg
Teor de umidade w%	36%		27%	
Limite de Plasticidade LP	36%		41%	
Limite de Liquidez LL	55%		56%	
Matéria Orgânica	56.6	g/dm <sup>3</sup>	39.9	g/dm <sup>3</sup>
CTC	9.47	cmol/dm <sup>3</sup>	7.35	cmol/dm <sup>3</sup>
pH	4.4		4.3	
Mineralogia predominante	caulinita		Caulinita	

Na caracterização mineralógica dos solos, foi encontrada a mesma mineralogia para as duas amostras. A caulinita foi o mineral mais abundante nas amostras, seguida de hematita, maghemita e clorita e/ou esmectita. As amostras foram submetidas aos ensaios de Fluorescência de raio X e apresentaram os elementos descritos na Tabela 4.3, que possibilitam identificar os óxidos de Silício, Alumínio e de Ferro como os mais abundantes nas amostras, composição típica de um Latossolo.

**Tabela 4.3** – Resultados da caracterização mineralógica do solo obtida através do ensaio de Fluorescência de Raio-X

	Solo 0,2 m 07/179	Solo 1,5 m 07/180	IPT-32		LD
SiO <sub>2</sub>	25.93	26.93	51.85	51.8	0.03
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	26.42	27.70	28.32	28.5	0.02
MnO	0.247	0.222	0.016		0.002
MgO	0.16	0.11	0.34	0.39	0.01
CaO	0.07	0.03	0.20	0.17	0.01
Na <sub>2</sub> O	< 0.02	< 0.02	0.17	0.16	0.02
K <sub>2</sub> O	0.06	0.05	0.84	0.8	0.01
TiO <sub>2</sub>	4.710	4.726	1.501	1.49	0.003
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.188	0.185	0.110	0.13	0.003
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	27.89	28.44	3.44	3.46	0.01
Perda ao Fogo	13.63	11.22	12.6	12.6	0.01
<b>Total</b>	<b>99.31</b>	<b>99.61</b>	<b>99.39</b>	<b>99.50</b>	

#### 4.3 RESULTADOS DAS CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO AO LONGO DO ENSAIO DE DIFUSÃO EM LATOSSOLO – PROFUNDIDADE 0,2 M E PROFUNDIDADE 1,5 M

##### 4.3.1 Características do Lixiviado – Período de 90 dias

A Tabela 4.4 apresenta as variações de DBO, DQO, pH e elementos do lixiviado quando em contato com amostras de solos de diferentes profundidades durante o período de difusão de 90 dias .

**Tabela 4.4 – Variação da DBO, DQO , pH e elementos do lixiviado ao longo do ensaio de difusão em latossolo profundidade 0,2 m e 1,5 m (90 dias)**

**LIXIVIADO**

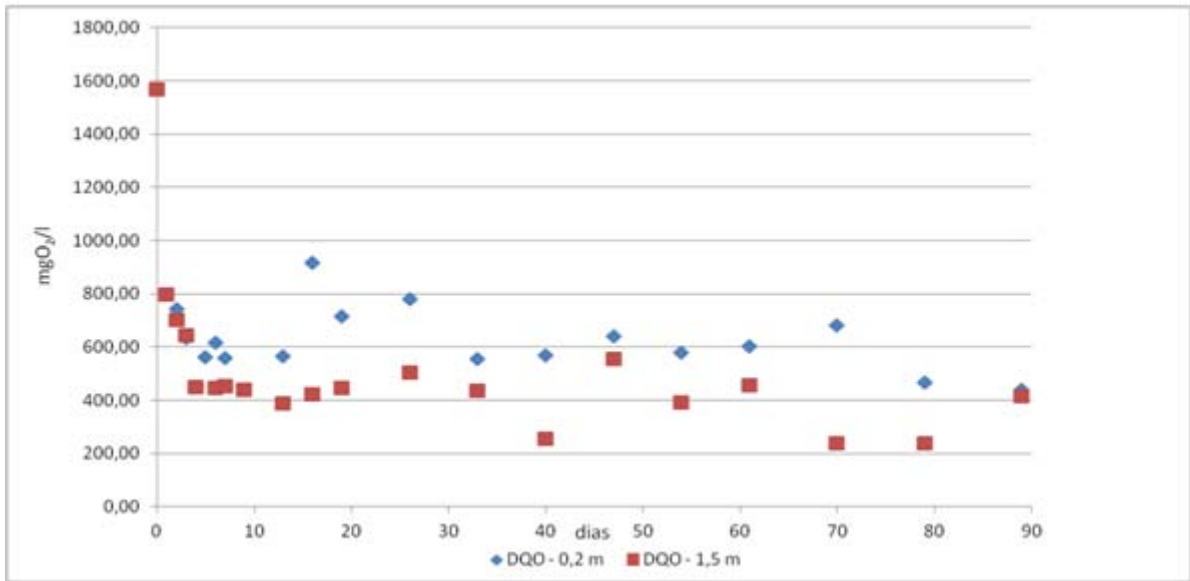
Análises dias	pH		DBO <sub>5</sub> mgO <sub>2</sub> /L		DQO mgO <sub>2</sub> /L		Ca <sup>2+</sup> mg/L		Na mg/L		Mg mg/L		Mn mg/L	
	Solo 0,2 m	Solo 1,5 m	Solo 0,2 m	Solo 1,5 m	Solo 0,2 m	Solo 1,5 m	Solo 0,2 m	Solo 1,5 m	Solo 0,2 m	Solo 1,5 m	Solo 0,2 m	Solo 1,5 m	Solo 0,2 m	Solo 1,5 m
0	8,09	8,09	315,78	315,78	1570,00	1570,00	68,00	68,00	760,00	760,00	114,00	114,00	0,31	0,31
1	7,74	7,91				798,84	42,00	38,90	480,00	720,00	63,20	78,50	1,54	0,75
2	7,97	7,98	94,90	91,86	743,55	703,90	76,20	32,10	560,00	640,00	72,90	68,90	3,00	1,11
3	7,90	7,68			635,22	643,38	50,60	25,90	440,00	600,00	62,90	54,20	2,92	1,03
4	7,75	8,06	61,40	67,23		450,76	38,20	23,70	440,00	600,00	51,70	49,90	3,48	1,34
5	7,95	8,15	47,78	59,22	562,30		37,40	23,40	440,00	560,00	52,70	51,40	3,95	0,97
6	7,86	7,64			617,41	448,17	36,90	17,70	440,00	560,00	54,20	44,50	3,30	1,27
7	7,77	7,97	33,35	27,72	559,77	454,20	46,90	18,70	440,00	520,00	48,90	44,40	3,37	1,03
9	7,87	8,13	44,81	30,09		439,98	28,60	14,20	560,00	480,00	38,10	36,90	4,80	0,70
11	7,64	8,13	32,94	12,24			20,70	38,70	400,00	480,00	31,40	30,40	3,24	0,85
13	8,10	7,84	29,40	8,58	565,25	388,27	23,30	14,20	440,00	480,00	35,70	35,00	1,85	1,03
16	8,18	7,94	28,66	27,61	918,68	422,31	37,40	11,10	440,00	480,00	34,60	25,60	3,50	1,00
19	7,77	7,19			714,88	448,17	38,70	23,80	440,00	440,00	38,70	37,60	5,70	1,40
26					782,21	503,68	36,60	35,40	560,00	440,00	28,40	34,10	1,18	2,31
33	7,68	6,35			554,24	435,90	30,00	32,00	370,00	354,00	46,00	43,00	3,64	3,90
40	6,61	6,60	18,29		569,49	256,17	63,50	30,90	348,00	352,00	41,70	35,30	16,90	4,64
47	6,29	6,28			640,03	557,28	41,00	21,00	348,00	388,00	42,00	36,00	11,10	9,35
54	6,23	6,00	7,60		577,84	390,34	33,00	38,60	348,00	346,00	32,40	42,20	16,00	6,52
61			8,34	2,52	604,32	458,42	54,80	25,35	354,00	380,00	34,80	38,40	13,90	7,20
70	6,23	6,14	12,55		681,61	240,07	27,20	44,90	362,00	396,00	28,00	52,60	12,60	7,00
79	5,48	5,96	17,51	6,87	466,00	240,07	23,98	60,70	356,00	382,00	31,20	53,50	13,80	8,34
89	5,41	5,59	5,06		440,00	414,88	34,00	25,60	352,00	392,00	33,60	36,60	17,83	9,71

Observa-se, na Tabela 4.4, que, nos 20 dias iniciais do ensaio, o pH do lixiviado praticamente não se alterou, mantendo-se entre os valores de 7.7 a 8.10; porém, após este período, verifica-se uma queda, tanto para a amostra de lixiviado em contato com o solo a 0,2 m, quanto para a de 1,5 m, chegando a 5,5. É provável que a elevada alcalinidade do lixiviado bruto, característica de lixiviado de aterros antigos, possa ter contribuído para que o pH do mesmo não fosse reduzido logo no início e para o rápido aumento do pH do solo, que era de 4,4 e passou, rapidamente, para 6,0.

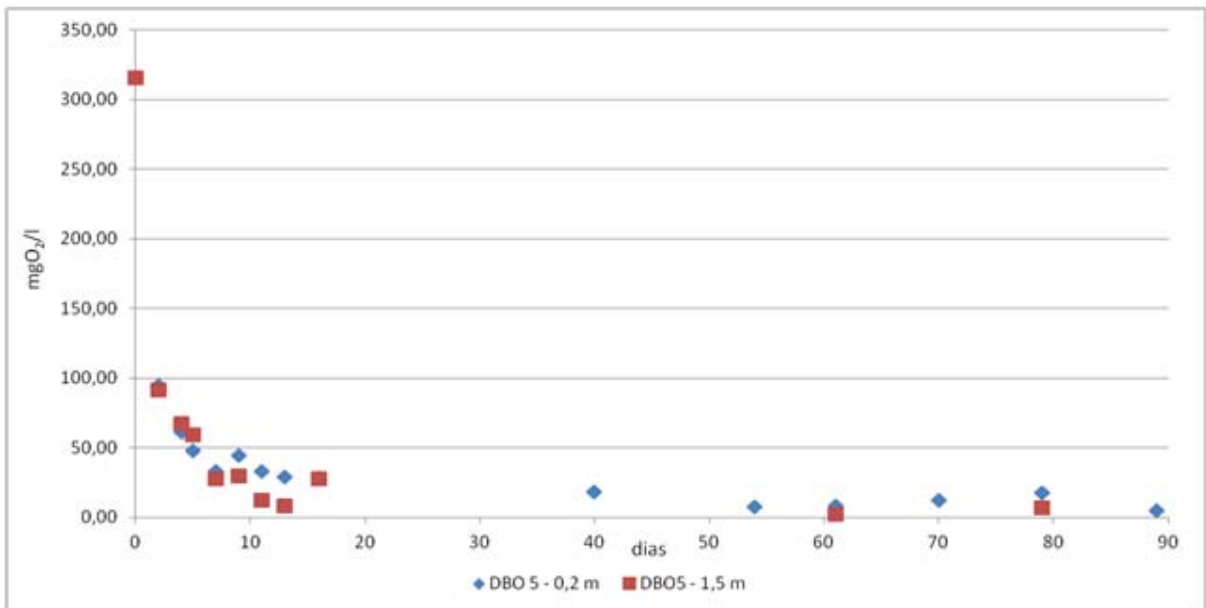
A matéria orgânica foi medida através da DBO<sub>5</sub> e DQO. Observa-se uma redução na DBO de 315 mgO<sub>2</sub>/L para em torno de 16 mgO<sub>2</sub>/L, sendo que a maior queda ocorreu na primeira semana de contato. No tocante à DQO, a redução foi de 1570 mgO<sub>2</sub>/L para 400 mgO<sub>2</sub>/L, também apresentando maior redução nos primeiros dias de contato. Portanto, verificou-se uma remoção de aproximadamente



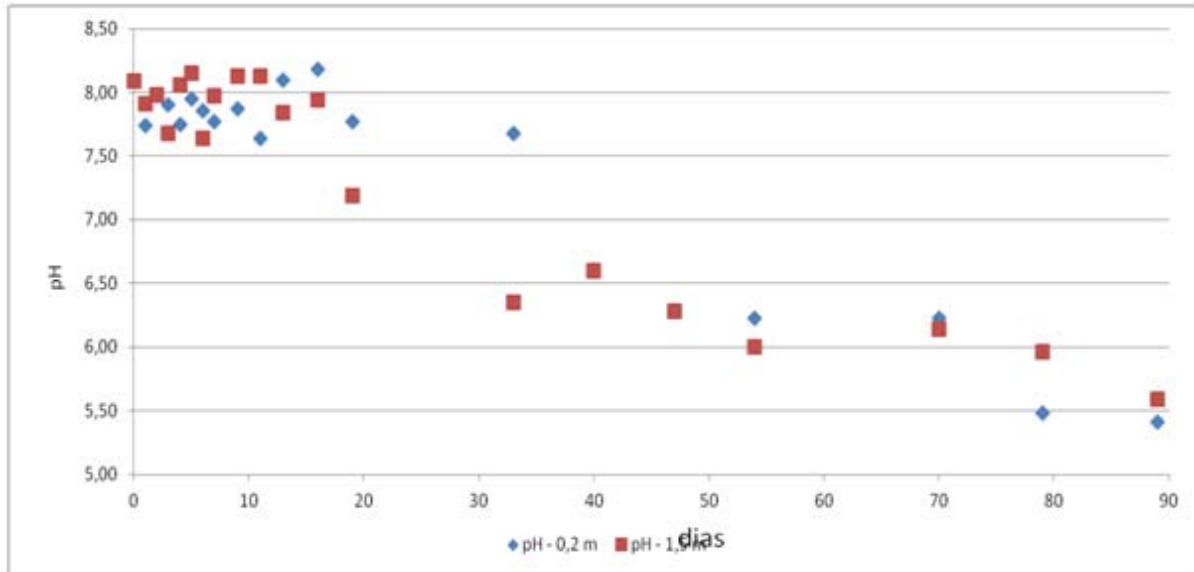
**Figura 4.2** – Variação da matéria orgânica (DQO) do lixiviado ao longo do ensaio de difusão em latossolo, profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



**Figura 4.3** – Variação da matéria orgânica (DBO<sub>5</sub>) do lixiviado ao longo do ensaio de difusão em latossolo, profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



**Figura 4.4** – Variação do pH do lixiviado ao longo do ensaio de difusão em latossolo, profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



#### 4.4 RESULTADOS DAS PROPRIEDADES DO SOLO AO LONGO DO ENSAIO DE DIFUSÃO EM LATOSSOLO, PROFUNDIDADES 0,2 M E 1,5 M

##### 4.4.1 Propriedades Físicas, Químicas, e MO do Solo em Contato com o Lixiviado – Período de 90 Dias

As Tabelas 4.5 e 4.6 apresentam os resultados da variação da concentração de matéria orgânica, pH, CTC, dispersão de argila, limites de plasticidade e limites de liquidez do latossolo, profundidades 0,2 m e 1,5 m, ao longo do ensaio de difusão.

**Tabela 4.5 –** Variações da MO, pH, CTC, Ca, Mg, Al, H+Al, C, Na, P, matéria orgânica, argila dispersa, limites de plasticidade e limite de liquidez ao longo do ensaio de difusão em Latossolo, profundidades 0,2 m – (90 dias)

Solo 0,2 m

dias	C g dm <sup>-3</sup>	MO	pH CaCl <sub>2</sub>	Al	H+Al	Ca <sup>2+</sup>	Mg	K	CTC	pH H <sub>2</sub> O	Na mg l <sup>-1</sup>	LP %	LL %	Arg. Disp g kg <sup>-1</sup>	
					cmol dm <sup>-3</sup> de solo										
0	16,6	56,6	4,4	0,84	6,68	1,77	0,82	0,2	9,47	5,2	400	36	55	726,1	
1	11,91	49	5,8	0	4,27	1,42	1,76	1,01	8,46	6,3					
2	30,04	82	6,2	0	3,42		2,75	1,9	12,34	6,9		40,26	58,8		
3	14,25	56,4	6,6	0	2,54	2,02	2,17	1,5	8,23	7,3					
4	21,05	70,1	6,1	0	3,42	2,1	2,17	1,9	9,59	6,9		39,1	54,22		
5	14,49	53,9	6,9	0	2,35	1,72	2,5	1,75	8,32	7,5					
6	15	56,5	6,8	0	2,35	1,57	2,22	1,65	7,79	7,4					
7	18,08	56,7	6,9	0	2,35	2,02	2,26	1,75	8,38	7,5			55,2	814,2	
9	19,61	71,4	6,2	0	3,42	2,5	2,67	2,05	10,64	7					
11	14,45	61,6	6,5	0	2,94	1,27	1,97	1,75	7,93	7,1		28,65	60	709	
13	14,45	63,9	7	0	2,54	2,15	2,59	2,05	9,33	7,4					
16	29,42	94,6	6,3	0	3,17	4,12	2,96	2,05	12,3	7,1					
19	25,09	88,7	6,1	0	3,68	2,8	2,22	2,2	10,9	6,9					
26	24,63	82,9	6,2	0	3,42	2,77	2,79	2,35	11,33	6,8		38,84	57	878,6	
33	18,58	66,6	6,9	0	2,18	2,1	2,92	2,35	9,55	7,4					
40	32,47	80,8	6,2	0	3,17	3,52	2,22	1,9	10,81	7					
47	15,89	66,7	6,6	0	2,35	2,05	2,46	2,05	8,91	7,2					
54	24,36	80,6	6,2	0	3,17	2,77	2,59	1,9	10,43	7		33,3	53,4	931,7	
61	31,06	92,4	6,6	0	2,54	5,2	3,16	2,5	13,4	7,1					
70	25,08	81,8	6,3	0	2,94	3,1	2,92	2,35	11,31	7					
79	13,72	64,6	6,6	0	2,35	1,67	2,3	2,05	8,37	7,3					
89	23,47	79,7	6,1	0	3,17	2,77	2,67	1,9	10,51	6,9	181,2	55,83	52,2	885,4	

**Tabela 4.6 –** Variações da MO, pH, CTC, Ca, Mg, Al, H+Al, C, Na, P, matéria orgânica, argila dispersa, limites de plasticidade e limite de liquidez ao longo do ensaio de difusão em Latossolo, profundidades 1,5 m – (90 dias)

Solo 1,5 m

dias	C	MO	pH	Al	H+Al	Ca <sup>2+</sup>	Mg	K	CTC	pH	Na	LP	LL	Arg. Disp
	g dm <sup>-3</sup>		CaCl <sub>2</sub>			cmol dm <sup>-3</sup> de solo				H <sub>2</sub> O	mg L <sup>-1</sup>			g kg <sup>-1</sup>
0	7,53	39,9	4,3	1,49	6,68	0,42	0,2	0,05	7,35	5	400	41	56	757,1
1	6,4	34,3	7,1	0	2,35	0,5	1,8	2,2	6,85	7,9				
2	8,9	41,9	6	0	3,17	0,57	1,48	1,5	6,72	6,9		38,78	64,8	848,3
3	7,3	38,4	7	0	2,35	0,62	1,76	1,75	6,48	7,7				
4	8,9	47,7	7	0	2,18	0,8	2,09	2,35	7,42	7,7		38,03	57,6	827,7
5	7,26	43,3	7,2	0	2,03	0,85	2,22	1,35	6,45	7,9				
6	8,39	43,5	6,9	0	2,35	0,77	2,01	1,9	7,03	7,6				
7	7,5	35,01	7	0	2,18	0,85	2,26	1,25	6,54	7,7		35,88	54,8	885,7
9	8,79	46,4	6,9	0	2,54	1,02	2,34	2,35	8,25	7,4				
11	14,45	61,6	6,5	0	2,94	1,27	1,97	1,75	7,93	7,4		33,85	53,8	849,4
13	8,55	44	6,8	0	2,54	1,07	2,05	1,9	7,56	7,6				
16	8,92	54,6	6,8	0	2,54	0,87	1,97	1,75	7,13	7,6				
19	7,41	54,6	6,7	0	2,54	1	1,97	1,35	6,86	7,3				
26	7,9	49,1	6,8	0	2,54	0,9	1,76	2,05	7,25	7,1		38,99	64,2	891,3
33	9,36	48,3	6,4	0	2,54	1,12	1,8	2,05	7,51	7,1				
40	9,75	58,3	6,6	0	2,54	0,8	1,6	2,05	6,99	7				
47	8,18	50	6,4	0	2,54	0,5	1,23	1,65	5,92	7,3				
54	8,98	53,6	6,3	0	2,54	0,97	1,72	1,75	6,98	7		35,46	51,9	860,6
61	8,74	51,4	6,6	0	2,35	0,97	1,8	2,05	7,17	7,1				
70	8,38	52,6	6,6	0	2,35	1,15	1,89	2,05	7,44	7,2				
79	7,18	50,1	6,6	0	2,18	1,22	1,89	2,05	7,34	7,1				
89	8,22	53,2	6,4	0	2,54	1,02	1,6	1,65	6,81	7	184	38,71	53,7	879,7

Observa-se que o pH inicial dos Latossolos era de 4,4 e 4,3 respectivamente para a amostra a 0,2 m e 1,5 m e que, em função do contato com o lixiviado de pH elevado, em torno de 8,1, seu pH elevou-se, logo no primeiro dia de contato com o líquido, para próximo de 6,0 e 7,0. Isso provavelmente ocorreu em função da elevada quantidade de alcalinidade do lixiviado e, apesar da quantidade de matéria orgânica do solo, que dá ao mesmo o poder de tamponamento, não foi suficiente para manter o pH do mesmo.

Conforme Meurer (2006), a caulinita apresenta Ponto de Carga Zero em torno de 4,6. Como o pH inicial era de 4,4 e 4,3, o aumento deste valor para a faixa entre 6 a 7, ao final do período do ensaio, indica que, após o contato com o

lixiviado, o solo passou a apresentar partículas em sua superfície que entraram em contato com o lixiviado.

Observa-se, ainda, pela Figura 4.5, que, no primeiro dia de interação do solo com o lixiviado de resíduos sólidos urbanos, houve elevação do pH do solo e, após o décimo dia de contato, o pH tende a se estabilizar entre a faixa de valor 6 a 7. A elevação do pH nos primeiros dias de contato pode ser resultado da elevada alcalinidade do lixiviado. Observou-se o mesmo comportamento no solo a 1,5 m (Figura 4.5), no qual o pH também se elevou no 1º dia de contato e após isso se manteve na faixa de valor de pH entre 6 e 7.

O aumento de pH do solo pela aplicação de lodo de esgoto incorporado foi constatado por Melo, Marques e Melo (2001) e Oliveira et al. (2002a); da mesma forma, a aplicação de escória de aciaria incorporada elevou esse índice de acidez nos trabalhos de Prado e Fernandes (2003), Carvalho-Pupatto, Bull e Crusciol (2004) e Ramos et al. (2006). Berton, Camargo e Valadares (1989), Sloan e Basta (1995) e Silva et al. (2001) constataram acréscimos nos valores de pH com a adição de lodo de esgoto, elevação atribuída à alcalinidade do material utilizado. Cabe salientar que o lixiviado utilizado no presente trabalho não recebeu nenhum tipo de tratamento ou acréscimo de substâncias, como a cal hidratada, normalmente utilizada no lodo de esgoto.

A eficiência de reação na correção do pH do solo fica restrita à determinada profundidade do solo, graças às suas características químicas e granulométricas (CORREA et al., 2008a; ALLEONI; CAMBRI; CAIRES, 2005). Correa et al. (2008a) ressaltam que o aumento da fertilidade do solo nas camadas superficiais é mais expressivo quando comparado aos das camadas subsuperficiais, de 10 a 40 cm, o que denota a dificuldade da neutralização da acidez do solo em maiores profundidades em curto prazo. No entanto, em algumas situações, a reação da calagem superficial pode superar os 10 cm de profundidade, uma vez que depende de fatores como o tipo de corretivo, dosagem, atributos físicos e químicos do solo, regime hídrico de cada região e do manejo das espécies vegetais de cobertura (CIOTTA et al., 2004; FIDALSKI; TORMENA, 2005; CAIRES et al., 2006). Em função da sua forma líquida, o lixiviado de RSU pode atingir camadas mais profundas para a correção do pH do solo.

Algumas elevações do pH com a adição de resíduos vegetais já foram observadas (FRANCHINI et al., 2001). Esse resultado seria decorrente da

complexação dos  $H^+$  e  $Al^{3+}$  livres com compostos orgânicos aniônicos dos resíduos e do aumento da saturação da CTC do solo pelos Ca, Mg e K adicionados via resíduo vegetal, o que reduziria a acidez potencial. As reações de troca de ligantes entre ânions orgânicos e os grupos  $OH^-$  terminais dos óxidos de Fe e Al têm sido propostas como causas da elevação do valor de pH do solo após a adição dos resíduos (FRANCHINI et al., 1999). Deve-se considerar, no entanto, que para solos ácidos é normal o pH dos resíduos vegetais ser superior ao pH do solo, situando-se o pH do tecido de plantas cultivadas na faixa de 5,4 a 6,3 (FRANCHINI et al., 2001; PAVINATO, 2007). O acúmulo de ácidos orgânicos de alta massa molecular, de difícil dissolução ou decomposição, deve ser considerado na mudança do pH do solo, já que esses ácidos orgânicos são ávidos por formarem complexos com cátions polivalentes, no caso o  $Al^{3+}$ , reduzindo o seu efeito no pH do solo. A oxidação biológica de compostos orgânicos que contêm Ca pode também resultar na formação de  $CaCO_3$  (POCKNEE; SUMNER, 1997). O lixiviado de resíduos urbanos, por ser alcalino, pH em torno de 8,0, pode ter se comportado como resíduos vegetais no solo, elevando o seu pH de acordo com o disposto acima.

Nesse caso, o teor de  $Ca^{2+}$  no extrato poderia diminuir, uma vez que o  $CaCO_3$  é menos solúvel que as formas orgânicas de Ca, e o pH do extrato poderia aumentar para valores próximos a 7,0. Esse comportamento também poderia ser observado no solo, uma vez que as reações ocorrem assim que esse extrato é aplicado e os microrganismos começam a decomposição do mesmo. O ataque microbiano aos resíduos orgânicos pode também promover aumento no pH por descarboxilação de ânions orgânicos, que consomem prótons. Yan et al. (1996) observaram que incrementos nos valores de pH foram diretamente relacionados com a evolução do  $CO_2$  em amostras incubadas com ácidos orgânicos. A formação de  $CaCO_3$ , pela elevação do pH e a descarboxilação de ânions orgânicos podem ocorrer simultaneamente durante a decomposição de resíduos, concomitantemente com a redução nas solubilidades de  $Ca^{2+}$  e C orgânico na solução do solo (FRANCHINI et al., 2001).

Sabe-se que, em solos sob climas tropicais, o complexo de cargas negativas é essencialmente pH dependente (HELLING; CHESTERS; COREY, 1964), sendo a matéria orgânica o componente principal desse complexo (FASSBENDER, 1975). Assim, na tentativa de esclarecer melhor a participação das principais variáveis envolvidas na geração de cargas negativas no solo, foram

estabelecidas relações entre CTC e C do solo e pH e CTC quando em contato com lixiviado de resíduos sólidos urbanos. (item 4.5).

Após o contato com o lixiviado, o pH do solo não está perto do PZC (4,6 para caulinita - SPOSITO, 1989) e, após contato, o pH fica em torno de 6 a 7, assim, o solo será com cargas predominantemente alcalinas, com uma maior possibilidade de cargas negativas, indicando um aumento na CTC e um potencial negativo elétrico da superfície do solo. Esse fenômeno é comum em solos mais desgastados e é o resultado de adsorção química de hidróxilos nas superfícies de óxido e hidróxido de, principalmente, Fe e Al, nas bordas quebradas da caulinita, e da ionização de grupos funcionais de matéria orgânica, o mais importante dos quais são carboxilatos (UEHARA; GILLMAN, 1981; ALBUQUERQUE et al., 2000).

Por ter o lixiviado afetado o pH do solo, logo no 1º dia de contato, isso pode ter alterado algumas propriedades eletroquímicas do solo (carga líquida negativa e potencial de superfície elétrica negativa), propriedades de solos fortemente intemperizados, que são solos ácidos, com carga variável, levando a possíveis mudanças em suas características físicas. (PAIVA et al., 2000).

Diante dessas observações, houve aumento da CTC de 10,98% para a amostra de 0,2 m e redução de 7,34% para a de 1,5 m. As diferenças nos resultados da CTC nas amostras avaliadas corroboram com a diferença significativa das CTC entre as duas amostras,  $p=0,00001$  (item 4.5, tabela 4.10). Para a amostra de 1,5 m de profundidade, a carga orgânica do resíduo pode não ter sido suficiente para sua alteração. Nesse contexto, algumas hipóteses podem ser consideradas para explicar os fenômenos observados. A primeira delas parte do princípio de que a contribuição de resíduos orgânicos à CTC dos solos depende, primariamente, da natureza dos compostos orgânicos que os constituem (RODELLA, 1996). Assim, sabe-se que o lixiviado também contém uma gama variada de substâncias orgânicas que são recalcitrantes, sendo várias delas apolares, tais como óleos, graxas, resinas e ceras que, conseqüentemente, por serem insolúveis em água, não geram cargas. Ademais, existem estudos que confirmam o acúmulo dessas substâncias no solo em decorrência de aplicações sucessivas do lodo de esgoto (HOHLA; JONES; HINESLY, 1978, SILVA et al., 2007). Outra possível explicação está diretamente relacionada com o efeito neutralizante do lixiviado. Nesse caso, a maior parte do aumento manifestado pela CTC, na amostra a 0,2 m, poderia ser atribuída às cargas variáveis da matéria orgânica nativa e da fração mineral do solo. Pela difratometria

de raios-X, verificou-se que a fração argila do Latossolo Vermelho eutroférico da área experimental era constituída basicamente por caulinita e hematita. Considerando que nenhuma fonte de C-orgânico foi adicionada, verificou-se que apenas a elevação do valor de pH do solo não foi capaz de aumentar significativamente sua CTC.

Observa-se que o solo utilizado no ensaio apresenta baixa atividade de troca catiônica, em torno de 9,4 e 7,35 cmol dm<sup>-3</sup> (amostra 0,2 m e 1,5 m respectivamente). Como a CTC é determinada pelo somatório dos teores de Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>++</sup>, K<sup>+</sup> e (H<sup>+</sup> + Al<sup>+++</sup>), verificou-se que alguns elementos como Cálcio, Magnésio e Potássio aumentaram, e outros, como H<sup>+</sup> e Al<sup>3+</sup>, diminuíram. Há uma tendência logarítmica da CTC ao longo do período de contato com o lixiviado, tendendo esse parâmetro a se estabilizar com o tempo. Vale ressaltar que a CTC das amostras avaliadas tem sua maior manifestação nos primeiros dias de contato com o lixiviado de resíduos sólidos urbanos.

De maneira geral, os resultados observados no presente trabalho não são concordantes com os verificados por Epstein, Taylor e Chaney (1976), Simeón, Barbarick e Sabey (1984) e Cavallaro, Padilla e Villarrubia (1993). Esses autores encontraram um comportamento crescente da CTC com a aplicação de lodo de esgoto em doses que variaram de 0 a 240 m ton ha<sup>-1</sup> (base seca). Em todos esses trabalhos, o comportamento da CTC foi atribuído aos acréscimos de C-orgânico nos solos proporcionados pelas aplicações do resíduo. No atual trabalho, somente o contato com o lixiviado, sem nenhuma adição de substâncias orgânicas, não foi suficiente para a elevação significativa da CTC nas amostras do solo a 0,2 m e 1,5 m.

Quanto à concentração de matéria orgânica, verificou-se que houve aumento, passando de 56,5 g/dm<sup>3</sup> para 79,7 g/dm<sup>3</sup> na amostra de 0,2 m, e de 39,9 g/dm<sup>3</sup> para 53,2 g/dm<sup>3</sup> na amostra a 1,5 m. O aumento foi de 41% para a primeira e de 33% para a segunda amostra. Deve-se lembrar que houve uma diminuição da matéria orgânica do lixiviado, como visto nas figuras 4.2 e 4.3, o que comprova que há contato entre solo e lixiviado.

O elemento Cálcio, em função do contato com o lixiviado, aumentou em 56% na amostra a 0,2 m e 142 % na de 1,5 m

A redução no teor de Na no solo não pode ser explicada, pois não houve aumento do mesmo elemento no lixiviado. Isso pode ser devido às diferenças

de métodos analíticos utilizados, como o ICP para as amostras de lixiviado, que apresentaram variações de leituras.

Os valores de argila dispersa, em  $\text{g kg}^{-1}$ , em ambas as amostras de solo, após 90 dias, são mostrados nas Tabelas 4.5 e 4.6, respectivamente para os solos a 0,2 m e 1,5 m de profundidade. No tocante aos teores médios das frações granulométricas obtidas, verificam-se que os valores de argila são crescentes para as duas amostras avaliadas, sendo os maiores valores de argila encontrados no final do período de contato com o lixiviado, onde a MO é maior, conforme Tabelas 4.5 e 4.6, para ambas as amostras. A quantidade de argila dispersa nos solos avaliados sofreu acréscimo em 21% para a amostra a 0,2 m e em 16% para a amostra de profundidade de 1,5 m. Santos, 2004, em trabalho com irrigação com efluente de esgoto, verificou o aumento de dispersão de argila em camadas de 0 a 100 cm, sendo mais pronunciado em camadas de 0 a 10 cm. No caso das amostras coletadas a 1,50 m, pode indicar que a influência do lixiviado, ao longo do tempo, na dispersão de argila, é menor do que nas amostras de 0–0,2 m, conforme figura 4.13.

Segundo Chaves et al. (1998), Kochhann, Denardin e Berton (2000), Denardin, Kochhann e Denardin (2001), a variação na dispersão de argila verificada em Latossolos brasileiros submetidos à calagem pode contribuir para o início do processo de formação de camadas compactadas.

A variação na dispersão de argila nas amostras pode ser explicada por Paiva et al. (2000), que utilizaram “lamas cal” proveniente do tratamento de lodo de esgoto, constatando que as quantidades de matéria orgânica e carbono no solo podem promover a floculação e agregação do solo, ressaltando que o aumento da matéria orgânica no solo pode gerar excesso de cargas elétricas negativas que afetam a repulsão colóide e aumentam a dispersão da argila. Isso pode ser verificado, pois a argila dispersa, na amostra avaliada a 0,2 m (tabela 4.16, item 4.5), teve correlação com a matéria orgânica adicionada.

Além disso, era esperado que a aplicação do lixiviado de resíduos sólidos urbanos facilitaria a agregação das partículas do solo, com efeitos favoráveis sobre a estrutura do solo e do processo de floculação, devido à adição de matéria orgânica e de cálcio para o solo, uma vez que, de acordo com a Babcock (1963) e Roth e Pavan (1991), a presença de  $\text{Ca}^{2+}$  no solo e a elevada força iônica podem promover a floculação do solo através de pontes catiônicas e reduzir a camada de

difusa dupla. No entanto, isso não ocorre nas amostras avaliadas, apesar do aumento de Ca ao longo do tempo de contato com o lixiviado ( Tabelas 4.5 e 4.6)

De acordo com Albuquerque et al. (2003), a aplicação de calcário aumenta o pH do solo, conduzindo à formação de cargas negativas nos coloides, com especial ênfase nos solos onde essas cargas são dependentes de pH, como nos Latossolos, o que pode favorecer a dispersão de argilas. Mesmo com adição de Ca, através do contato com lixiviado de RSU, houve variação na dispersão de argila nas amostras avaliadas, contrariando Oliveira (2008) e Castro Filho e Logan (1991) que citam que a calagem fornece  $\text{Ca}^{2+}$ , que funciona como ligante entre as partículas de argila, permitindo, dessa forma, maior agregação do solo.

Os efeitos dessa interação matéria orgânica e Ca, influenciando as reações no solo, devem variar de acordo com o tipo de solo e sua composição mineralógica, uma vez que, de acordo com Albuquerque et al. (2000), o efeito de Ca em teor de matéria orgânica pode afetar o ponto de carga zero (PZC), isto é, o pH, na qual a carga de superfície líquida variável é zero.

De acordo com Siqueira, Leal e Velloso (1990), matéria orgânica do solo (MOS) pode promover adsorção química de compostos orgânicos e inorgânicos nas suas superfícies, uma vez que é uma das principais fontes de carga negativa em solos intemperizados com mineralogia 1:1 (VAN RAIJ; PEECH, 1972).

Dispersão é diretamente proporcional ao número de excesso de cargas negativas. Portanto, o potencial de superfície elétrica (proporcional à diferença entre o pH e a PZC) corresponde ao valor de pH em que a carga variável líquido é zero em superfícies de carga variável (SPOSITO, 1989). Neste caso, a argila tende a flocular quando o pH se aproxima do ponto de carga zero (PZC). Em outras palavras, a utilização do lixiviado nas amostras do solo a 0,2 m e 1,5 m, solos intemperizados, não foi suficiente para aumentar a carga de superfície líquida e, devido à queda da repulsão entre as camadas duplas elétricas de partículas de argila, eles interagiriam livremente, atraindo uns aos outros através de forças de Van der Waals e rapidamente floculariam, de acordo com Van Raij e Peech (1972).

De acordo com Mitchell (1976) e Uehara (1979), a dispersão ocorre quando o pH do solo (isto é  $\text{pH-H}_2\text{O}$ ) é maior do que o PZC. Nesse caso, existe uma maior repulsão eletrostática, reduzindo argila de floculação (UEHARA, 1979; UEHARA; GILLMAN, 1980, 1981). Portanto, nestes solos intemperizados oxídicos, o lixiviado causou a concentração de Ca no solo, o que poderia ter deslocado de

alumínio para a solução do solo, e cátions de valência mais baixos ocupando o complexo de troca, expandindo a camada dupla difusa, aumentando a distância entre os coloides. Assim, uma vez que a atração entre coloides baseia-se nas forças de Van der Waals, o aumento da distância entre os coloides impede essas forças de agir de forma eficiente, fazendo com que as argilas se dispersem (CASTRO FILHO; LOGAN, 1991; ALBUQUERQUE et al., 2000). No caso das amostras estudadas, a elevação do pH, diminuição do Al e a adsorção do cálcio por ambas as amostras dispersaram as argilas.

A aplicação de lixiviado de resíduos sólidos urbanos com poder de neutralização, como no caso desse estudo, favoreceu a dispersão de argilas no solo a 0,2 m e 1,5 m , indicando que houve desestabilização dos agregados com a incubação do solo com o lixiviado. Na região de Londrina, Paraná, predominam Latossolos caulíníficos com elevada contribuição de óxidos de Fe e Al (BRASIL, 1973). Essa composição mineralógica favorece a dispersão de agregados quando da adição de ânions, principalmente, os carbonatos resultantes da dissolução do cálcio. Conforme Morelli e Ferreira (1987), os carbonatos e os fosfatos atuam como neutralizadores do efeito floculante dos cátions  $Al^{3+}$  e  $H^+$ , com o conseqüente aumento do pH e das cargas negativas de óxidos de Fe e Al e da caulinita. Albuquerque et al. (2002), utilizando resíduos industriais alcalinos, também observaram redução na floculação de argilas em um Cambissolo Húmico caulínífico.

A dispersão de argilas aumentou com a calagem, pois a correção do pH do solo precipita o  $Al^{3+}$ , tornando-o insolúvel. Esse cátion, por ser trivalente, atua como um contra-íon na solução do solo (MEURER, 2006) e, quando ocorre elevação da concentração de eletrólitos, como em solos calcariados, por exemplo, ocorre diminuição da espessura da dupla camada elétrica difusa, junto à superfície das partículas coloidais. Nessa condição, a agregação das partículas de cargas negativas é favorecida, considerando o predomínio de pontes catiônicas e de outras forças atrativas (McBRIDE, 1989). Com a calagem, o Al trocável (trivalente) é substituído pelo Ca (divalente), adicionados com o lixiviado, o que atenuaria o efeito dispersante dos carbonatos. Isso não pode ser confirmado quando se comparam os efeitos da dispersão de argila com os teores de Ca dos solos avaliados (Tabelas 4.5 e 4.6), pois o Ca adicionado com o lixiviado, apesar de significativo ao longo do tempo ( item 4.5), não foi suficiente para atenuar o efeito dispersante nos solos.

De acordo com Gupta et al. (1984), a elevação da alcalinidade, na presença de substâncias húmicas, pode aumentar a dispersão de argila. A elevação do pH do solo promove atividade microbiana e reduz o Al com efeitos positivos na água e absorção de nutrientes (ERNANI; NASCIMENTO; OLIVEIRA, 1998), um aumento do nível de dispersão de argila no solo pode causar a redução de estabilidade do agregado, selar a superfície do solo, aumentar o escoamento superficial e reduzir a infiltração de água e condutividade hidráulica do solo, afetando a suscetibilidade à erosão (ROTH; PAVAN, 1991; CASTRO FILHO; LOGAN, 1991; LEVY et al., 1995; FONTES et al., 1995; ALBUQUERQUE et al., 2000). De acordo com a composição do lixiviado utilizado, lixiviado de aterro antigo, as substâncias húmicas são preponderantes neste tipo de líquido, o que pode ter contribuído para a dispersão da argila em função da elevação do pH e redução do Al.

Assim, solos com “calagem” excessiva devem apresentar maior potencial de dispersão de argilas e, portanto, condições mais propícias à compactação.

Os resultados obtidos indicam que os processos envolvidos podem estar relacionados com a dispersão de argilas resultante da aplicação do lixiviado, além de fatores pedogenéticos e os relacionados com uso já mensurados por outros autores (SILVA; CABEDA, 2004; SILVA et al., 2004; LIMA et al., 2006).

Portanto, em relação aos fatores que podem ter provocado a dispersão da argila nos solos, uma hipótese a ser considerada seria o aumento do pH do solo em função do acréscimo de cargas negativas adicionadas através da MO.

Quanto às características físicas de densidade, macro e microporosidade, a Tabela 4.7 apresenta os resultados obtidos dos Latossolos avaliados quando saturados com água e lixiviado.

Os resultados de análises físicas mostraram que o aumento da densidade e da microporosidade do solo a 1,5 m (Tabela 4.7) e argila dispersa (Tabela 4.6), bem como a redução da macroporosidade não foram proporcionais ao lixiviado adicionado. Os valores desses atributos tendem a se estabilizar a partir de um determinado período. Os Latossolos caulíníficos, como os da região de Londrina, Paraná, apresentaram menor tendência à formação de microagregados, envolvendo o desenvolvimento de estrutura predominante na forma de blocos, originando solos mais densos e de menor porosidade e permeabilidade (FERREIRA et al., 1999b).

A condutividade hidráulica do solo pode ser afetada com o acréscimo do lixiviado. Esse efeito está relacionado com a obstrução dos poros, principalmente dos macroporos (Tabela 4.7). Isso pode ser decorrente da dispersão de argilas favorecida pela “calagem” do lixiviado, sendo também verificado em outros trabalhos (ROTH; PAVAN, 1991).

**Tabela 4.7** – Densidade, macroporosidade e microporosidade de Latossolo vermelho saturado com água e lixiviado de resíduos sólidos urbanos

Latossolo Vermelho	Solo		
	Densidade (g dm <sup>-3</sup> )	Macroporosidade (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	Microporosidade (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )
<b>Prof. 0,2 m</b>			
água	0,916	0,315	0,327
<b>Prof. 0,2 m</b>			
lixiviado	0,862	0,320	0,342
<b>Prof. 1,5 m</b>			
água	0,909	0,335	0,298
<b>Prof. 1,5 m</b>			
lixiviado	0,960	0,302	0,361

Verifica-se que, quando comparados os resultados dos solos saturados com água e lixiviado, houve uma redução de 5,98% na densidade do solo a 0,2 m enquanto sua microporosidade aumentou em 4%. Na macroporosidade deste solo praticamente não houve alteração. Já na amostra de 1,5 m de profundidade, há um aumento de densidade em torno de 5,61% e de 21% na microporosidade e conseqüente redução de aproximadamente 9,85% na macroporosidade.

O preenchimento do espaço poroso com argila dispersa pode apresentar um limite. Esse rearranjo estrutural pode ser determinado pela esfericidade das partículas unitárias e, num arranjo de partículas esféricas, um mínimo espaço entre as partículas deveria existir (RAGHAVAN; ALVO; McKYES, 1990). A dispersão de argila pode ser dependente, dentre outros, do valor de pH, da espessura da partícula de argila, do teor de matéria orgânica e dos teores de óxidos de Fe e Al livres, havendo um valor máximo para o total de argila dispersa, em

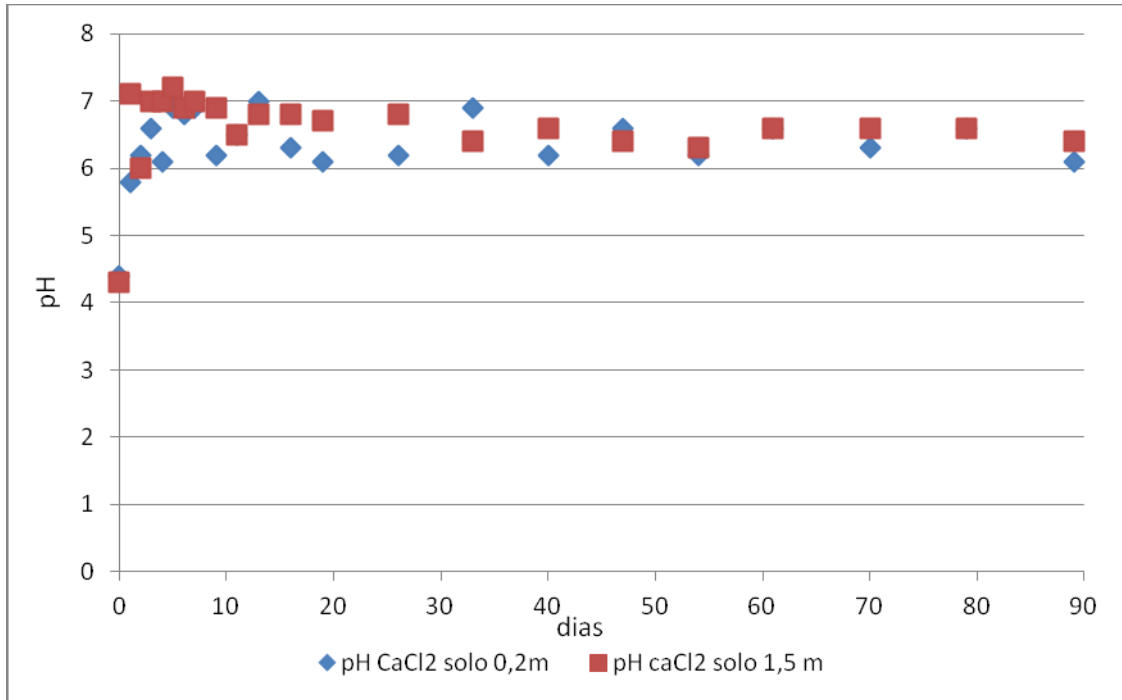
condições de solo agrícola (ASSOULINE; TAVARES FILHO; TESSIER, 1997). O rearranjo das partículas de argila dispersa não pode, então, ocupar todo o espaço poroso. Isso permite concluir que a contribuição do lixiviado para o aumento da dispersão de argila e a consequente formação de camadas compactadas é devido ao rearranjo da argila, apresentando um valor-limite, ou seja, a dispersão ocorre provavelmente apenas na primeira “calagem” adicionada ao solo, enquanto o rearranjo das partículas não ocupa todo o espaço poroso dos solos estudados. Assim, o efeito da calagem na dispersão de microagregados e a posterior compactação do solo podem ser relevantes para o solo, considerando que os solos que recebem diretamente o lixiviado podem ser degradados e sua vida útil reduzida.

A amostra a 1,5 m de profundidade apresentou teores iniciais de argila maiores do que a de 0,2 m, consequentemente, maiores valores de limites de liquidez (LL) e plasticidade (LP), graças ao aumento da capacidade de adsorção de água (ODELL et al., 1960; BAVER; GARDNER; GARDNER, 1972),

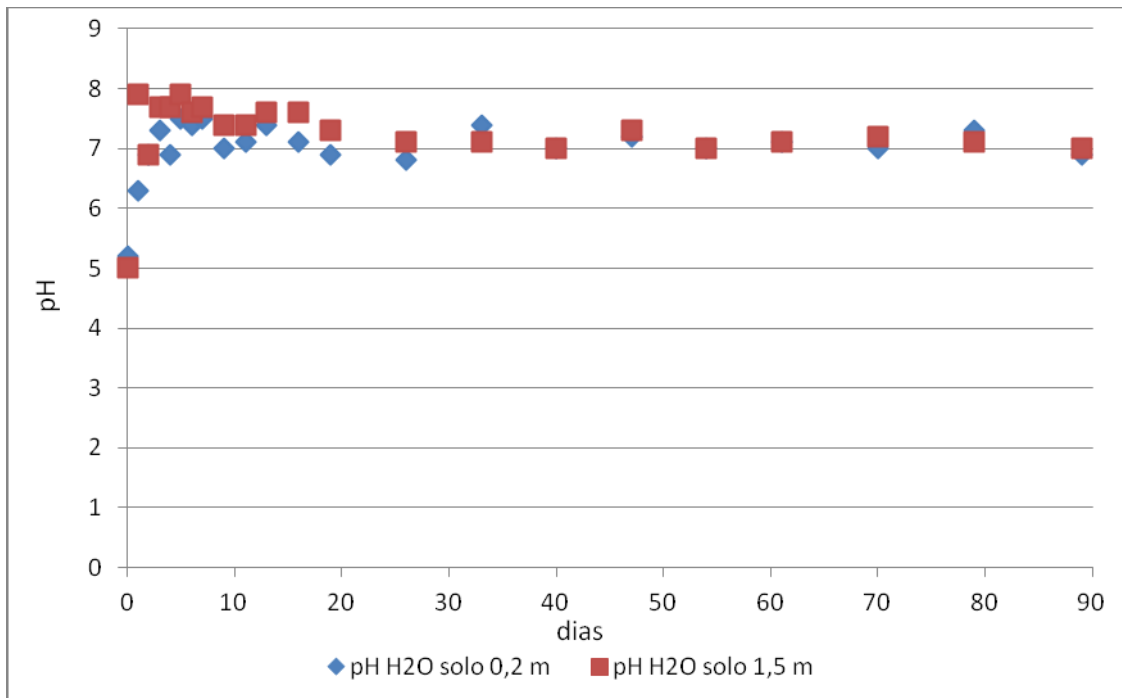
No tocante aos limites de consistência dos solos, quando em contato com o lixiviado, houve um aumento de 55% no limite de plasticidade do solo a 0,2 m e redução de 5,09% para o limite de liquidez do mesmo solo. Na amostra a 1,5 m, houve a redução dos limites em 5,58% para o LP e 4,10% para o LL.

As Figuras 4.5 a 4.11 apresentam a variação dos elementos, das propriedades físicas, limites de consistência, da matéria orgânica, pH e argila dispersa dos solos avaliados.

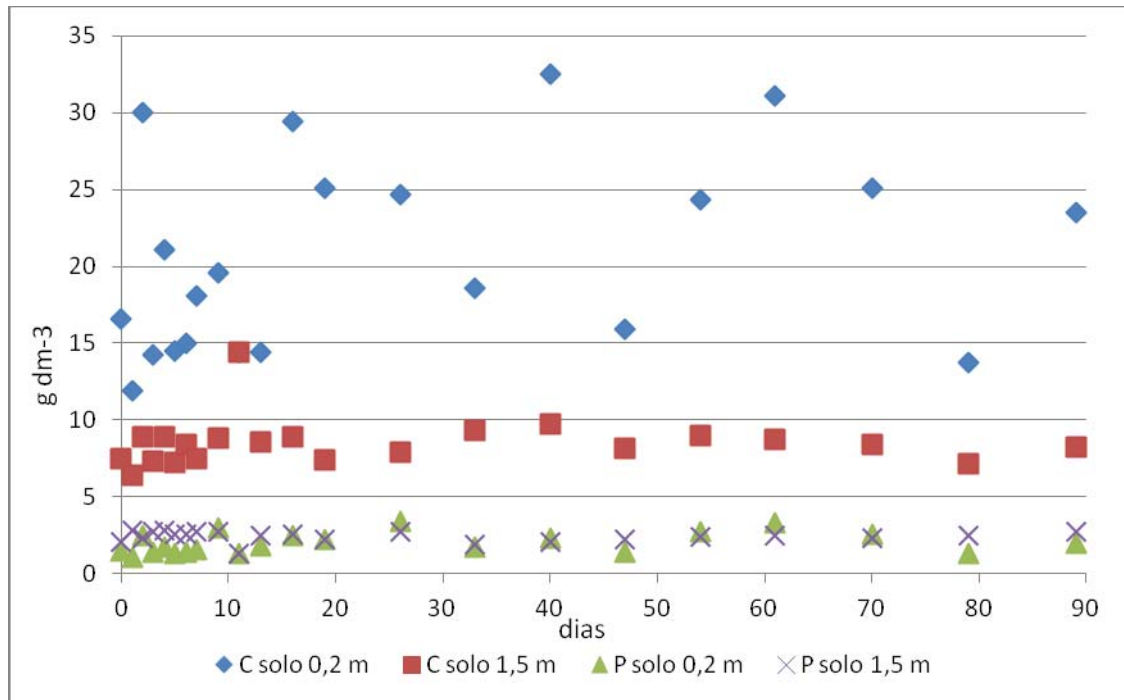
**Figura 4.5** – Variação do pH  $\text{CaCl}_2$  do solo ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



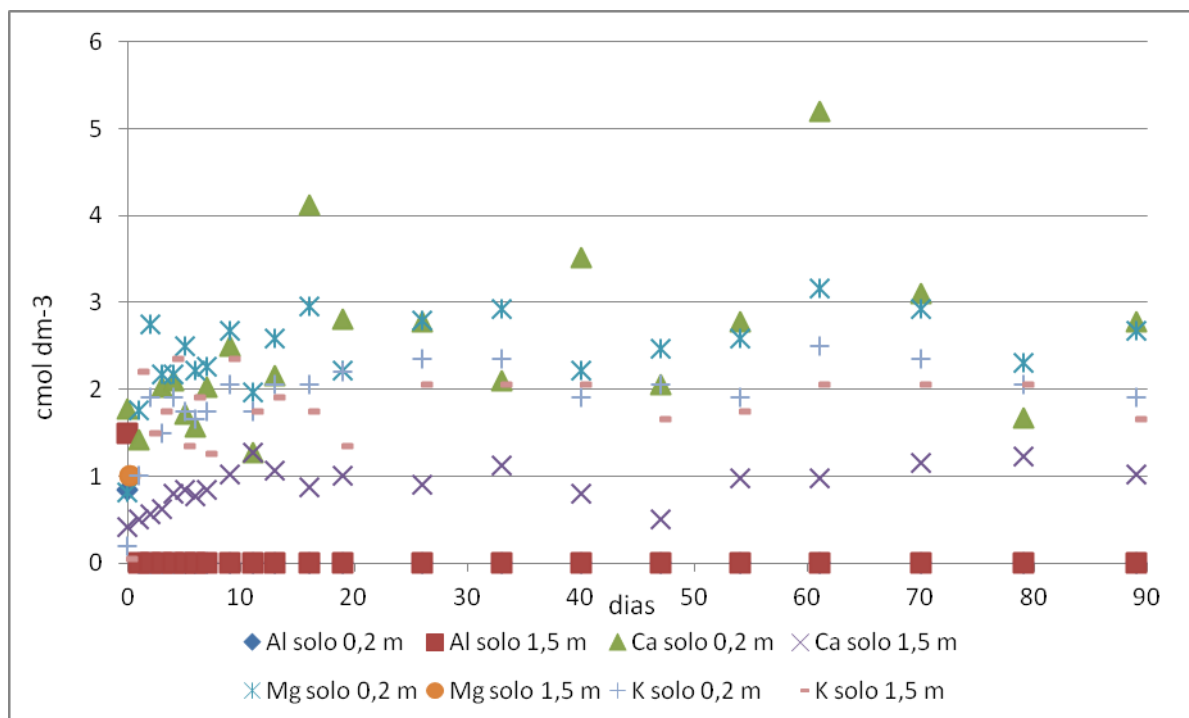
**Figura 4.6** – Variação do pH  $\text{H}_2\text{O}$  do solo ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



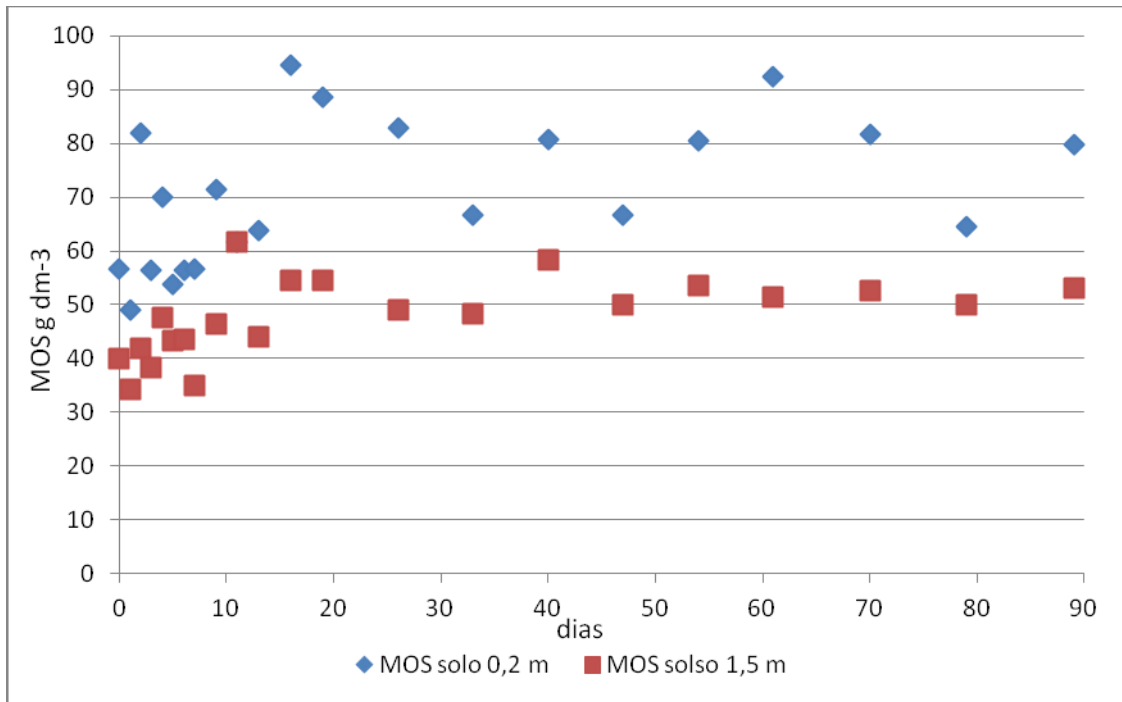
**Figura 4.7** – Variação dos elementos C, P do solo ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



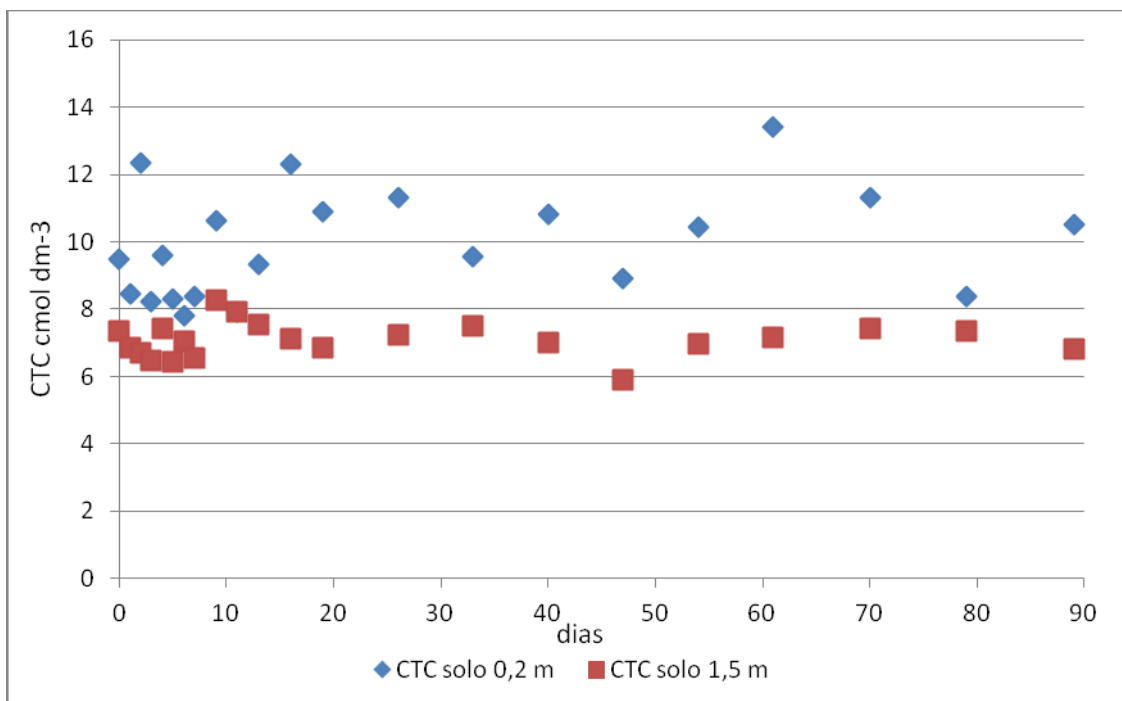
**Figura 4.8** – Variação Al, Ca, Mg, K e Na) ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



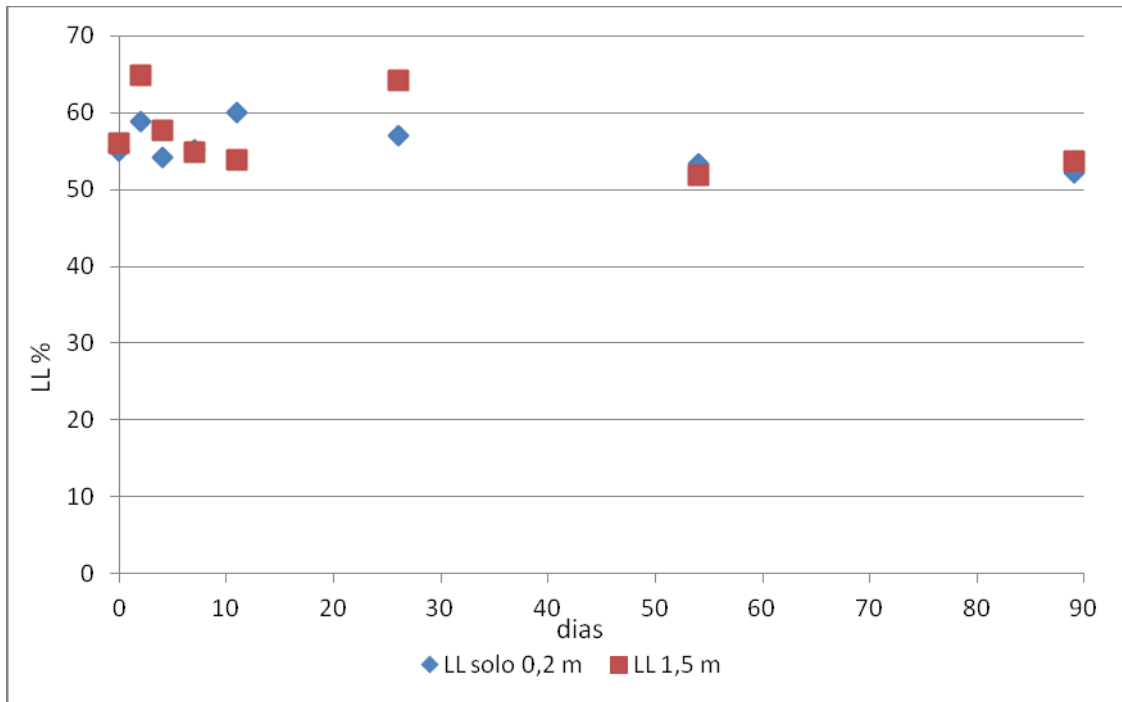
**Figura 4.9** – Variação matéria orgânica do solo( MOS) ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



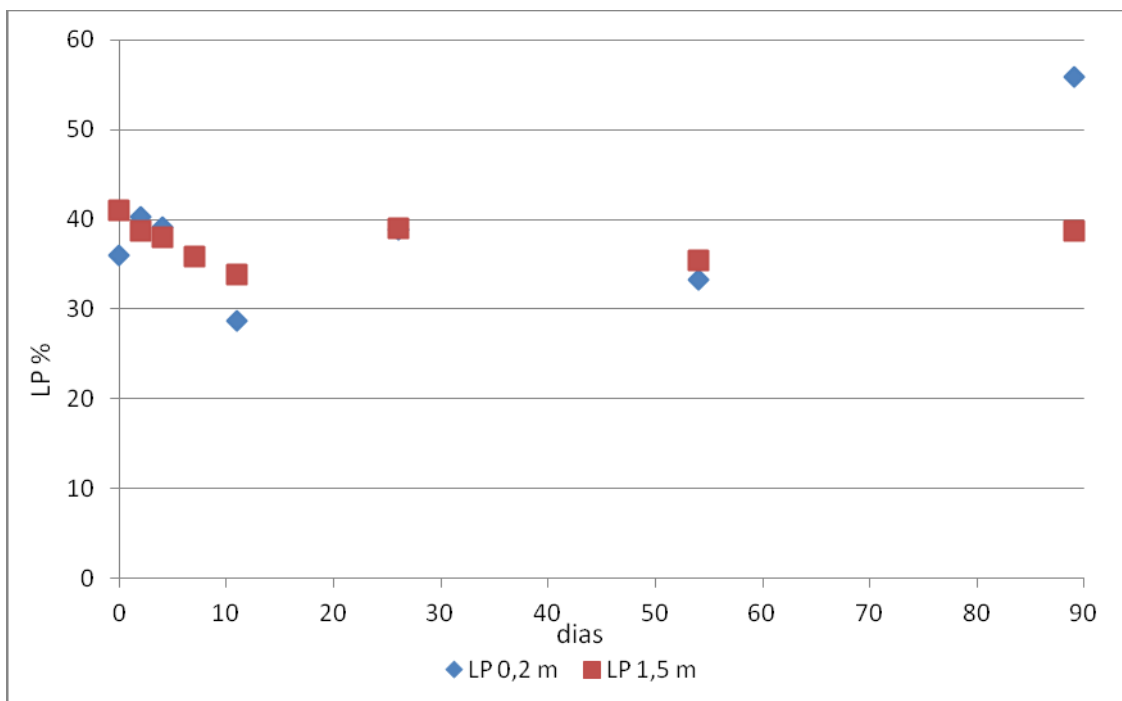
**Figura 4.10** – Variação da capacidade de troca catônica do solo(CTC) ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



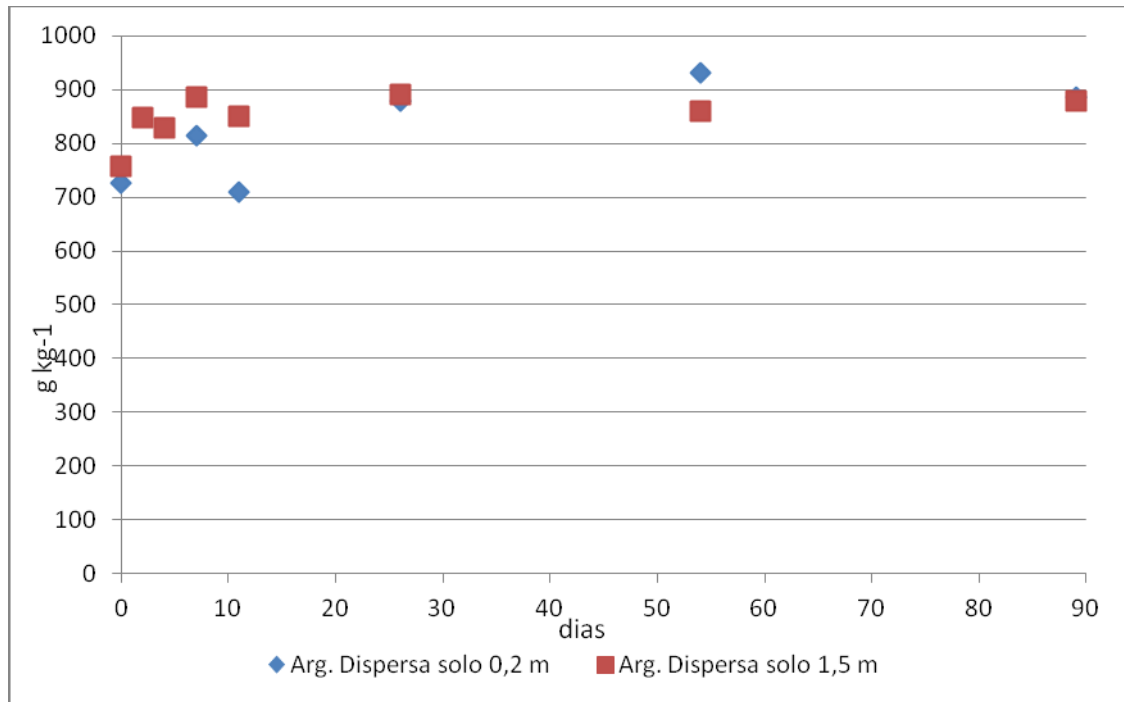
**Figura 4.11** – Variação limite de liquidez do solo (LL) ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



**Figura 4.12** – Variação limite de plasticidade do solo (LP) ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



**Figura 4.13** – Variação da argila dispersa do solo ao longo do ensaio de difusão - profundidades 0,2 m e 1,5 m – (90 dias)



#### 4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA PARA AVALIAR O CONTATO SOLO-LIXIVIADO

Foram realizadas análises estatísticas para saber se há diferença entre os dados encontrados no solo de 0 a 20 cm e no solo a 150 cm de profundidade quando em contato com o lixiviado.

Tentou-se fazer uma regressão dos dados com o tempo, mas, por falta de repetição dos dados, obteve-se uma baixa relação, o que não nos fornece uma visão precisa das concentrações com o tempo. Independentemente, estas relações estão apresentadas adiante, nas Tabelas 4.9,4.11,4.15,4.16,4.17 e 4.18, que apresentam os coeficientes de determinação e as correlações a 5% de significância.

Essa análise foi realizada para verificar: a) se houve alterações estatisticamente significativas nas características químicas do lixiviado ao utilizar profundidades diferentes do latossolo no teste de difusão; b) se houve alterações significativas no lixiviado após o teste de difusão; c) se houve alterações estatisticamente significativas nas características das amostras avaliadas do latossolo após o teste de difusão; e d) se há correlação entre os parâmetros dos solos avaliados após o contato com o lixiviado.

A seguir, são apresentados os resultados obtidos para cada item citado.

#### 4.5.1 Alterações nas Características do Lixiviado

Delineamento utilizado – Inteiramente ao acaso, as repetições são ao longo do tempo.

A tabela 4.8 apresenta os resultados do teste de significância relativo às alterações nas características do lixiviado quando da utilização das profundidades de 0,2 m e de 1,5 m ( 90 dias).

**Tabela 4.8** – Teste de significância relativo às alterações nas características do lixiviado quando em contato com as profundidades de 0,2 m e 1,5 m, (90 dias) –  $p=0.05$  (95% de confiança)

Características	SOLO Valores de p
pH	0,8778
DQO	0,067
DBO	0,7975
Ca <sup>2+</sup>	0,0238
Mg	0,8415
Na	0,1486
Mn	0,0180

Observa-se que não existe diferença significativa das características de pH, DQO, DBO, Mg e Na do lixiviado ao longo do tempo de contato com solos de diferentes profundidades. Houve diferença significativa dos elementos Ca e Mn quando utilizados solos das profundidades a 0,2 m e 1,5 m.

#### 4.5.2 Relações entre as Características Químicas do Lixiviado ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão

Diante dos resultados obtidos, foi feita uma tentativa de estabelecer relações das principais características químicas do lixiviado com o tempo de contato com o solo. Foram utilizados os resultados obtidos e estabelecidas as relações entre o tempo de contato e os parâmetros pH, DQO, DBO, Ca, Mg, Na e Mn ..

A Tabela 4.9 apresenta os resultados referentes aos coeficientes de determinação e correlações dos parâmetros de pH, DBO e DQO ao longo do tempo de contato quando utilizado Latossolo de diferentes profundidades.

**Tabela 4.9** – Coeficiente de determinação e correlações relativo às alterações nas características do lixiviado ao longo do tempo de contato – Profundidades de 0,2 m e 1,5 m, ( 90 dias) –  $p=0.05$  (95% de confiança)

Parâmetros Lixiviado	SOLO							
	0,2 m				1,5 m			
	$r^2$	r	p	equação	$r^2$	r	p	equação
DBO <sub>5</sub> xdias	0,23	-0,48	0,06	$y=86,6585-1,1777x$	0,16	-0,41	0,20	$y=85,7605-1,41857x$
DQOxdias	0,19	-0,43	0,06	$y=798,3133-3,8015x$	0,23	-0,48	0,02	$y=654,173-4,8681x$
pHxdias	0,90	-0,95	0,00	$y=8,1045-0,03065x$	0,88	-0,94	0,00	$y=8,0526-0,03035x$
Ca <sup>2+</sup> xdias	0,07	-0,27	0,21	$y=44,2681-0,1427x$	0,06	0,24	0,26	$y=26,7988+0,1265x$
Mgxdias	0,30	-0,55	0,007	$y=56,7540-0,3890x$	0,08	-0,29	0,18	$y=52,9692-0,2055x$
Na	0,39	-0,62	0,001	$y=500,2087-2,22956x$	0,57	-0,75	0,00	$y=576,1469-3,2356x$
Mn	0,78	0,88	0,00	$y=1,7818+0,1827x$	0,89	0,94	0,00	$y=0,3098+0,10914x$

Analisando os parâmetros ao longo do tempo de contato com o solo das duas profundidades, constatou-se que houve alteração significativa para o pH tanto para a amostra a 0,2 m, quanto a 1,5 m . A DBO do lixiviado não sofreu alteração significativa nas duas profundidades , apesar de sua redução ser expressiva, em torno de 70%. A redução da matéria orgânica no lixiviado, no tocante a DQO, não foi significativa para a amostra a 0,2 m , porém quando em contato com o solo de 1,5 m de profundidade esta alteração foi significativa. A redução do cálcio não foi relevante ao longo do tempo nas duas amostras avaliadas. O magnésio teve alteração significativa quando em contato com o solo a 0,2 m,  $p=0,007$ , mas não significativa na profundidade a 1,5 m,  $p=0,18$ . Quanto aos elementos sódio e manganês, estes sofreram acentuada redução ao longo do tempo de contato com as amostras de solos avaliadas.

A Tabela 4.9 também apresenta a dependência dos parâmetros em relação ao tempo de contato do lixiviado com o solo,  $r^2$ . Observou-se que os valores de pH dependem do tempo de contato com o solo,  $r^2= 0,90$  e  $r^2=0,88$  para as amostras de 0,2 m e 1,5 m, respectivamente. O mesmo comportamento foi observado para o elemento Na, apesar do baixo coeficiente de determinação,  $r^2=0,39$  e  $r^2= 0,57$ . Já o elemento Mn apresenta alto coeficiente de determinação,  $r^2= 0,78$  e  $r^2=0,89$  para as amostras avaliadas.

Para o ajuste dos modelos, optou-se pelo mais simples, mesmo quando o coeficiente de correlação não tenha sido muito significativo e, além disso, o fato de utilizar modelos mais complexos, muitas vezes inviabiliza sua aplicação na prática por depender de outros dados que não foram obtidos.

#### 4.5.3 Alterações nas Características das Amostras a 0,2 m e 1,5 m do Latossolo após o Contato com Lixiviado de Resíduos Sólidos Urbanos.

A Tabela 4.10 apresenta os resultados do teste de significância relativo às alterações nas características do Latossolo quando se utilizou profundidades de 0,2 m e a 1,5 m no ensaio de difusão.

**Tabela 4.10** – Teste de significância relativo às alterações nas características do latossolo profundidades de 0,2 m e 1,5 m,  $p=0.05$  ( 95% de confiança)

Elementos/Características	SOLO 0,2 m e 1,5 m
	Valores de p
Carbono	0,0000001
Matéria Orgânica	0,0000001
pH em $\text{CaCl}_2$	0,158
Al	0,705
H+Al	0,123
Magnésio	0,000077
Na	0,9935
$\text{Ca}^{2+}$	0,0000001
CTC	0,0000001
pH em $\text{H}_2\text{O}$	0,141
Argila dispersa	0,5007
LP	0,6909
LL	0,4962

Constatou-se que houve diferença significativa quanto ao pH, MOS , C e CTC, com nível de significância de 5% entre as amostras utilizadas, verificando, assim, que essas características e elementos diferem entre si quando em contato com lixiviados de resíduos sólidos urbanos.

Com relação à matéria orgânica , a amostra a 0,2 m já possuía maior quantidade de matéria orgânica originalmente, mas, como já citado, houve um aumento de aproximadamente 40% na matéria orgânica após contato com o lixiviado e 33% de aumento para o solo a 1,5 m de profundidade. Houve uma diferença significativa na CTC, provavelmente em função da diferença da quantidade de matéria orgânica entre os dois solos. A diferença significativa para os elementos de C, Mg também pode ser explicada em função da matéria orgânica. Os parâmetros pH, Al, H+Al e Na não tiveram diferenças significativas entre as amostras avaliadas. Também nos limites de consistência e dispersão de argila não houve diferença significativa dos valores entre os solos avaliados.

#### 4.5.4 Relações entre as Características Químicas, Físicas, Biológicas e Limites de Consistência dos Latossolos ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão

Diante dos resultados obtidos, foi feita uma tentativa de estabelecer relações entre as principais características químicas, físicas e biológicas dos Latossolos avaliados e o tempo de contato dessas amostras. Utilizou-se os resultados obtidos e estabeleceu-se as relações entre o tempo de contato e os parâmetros MOS, CTC, C, pH, LP, LL,  $Ca^{2+}$  e Argila dispersa, que estão apresentados a seguir.

A Tabela 4.11 apresenta os resultados referentes aos coeficientes de determinação e correlações dos parâmetros acima citados ao longo do tempo de contato, quando utilizado Latossolo de diferentes profundidades.

**Tabela 4.11** – Coeficiente de determinação e correlações das características do Latossolo a 0,2 m e 1,5 m com o tempo de contato com o lixiviado -  $p=0.05$  (95% de confiança)

Parâmetros	SOLO							
	0,2 m				1,5 m			
	$r^2$	r	p	equação	$r^2$	r	p	equação
pH $CaCl_2$ x dias	0,01	0,11	0,59	$y = 6,2779 + 0,0023x$	0,40	0,63	0,001	$y = 5,6558 + 0,0129x$
pH $H_2O$ x dias	0,02	0,16	0,46	$y = 6,9313 + 0,0028x$	0,40	-0,15	0,48	$y = 7,3436 - 0,0032x$
MOS x dias	0,20	0,44	0,03	$y = 64,9480 + 0,2162x$	0,28	0,53	0,01	$y = 44,1028 + 0,1370x$
CTC x dias	0,15	0,39	0,07	$y = 9,1931 + 0,0217x$	0,16	0,41	0,08	$y = 6,9218 + 0,0056x$
C x dias	0,09	0,30	0,17	$y = 18,7559 + 0,0690x$	0,04	0,18	0,42	$y = 8,0626 + 0,00552x$
Al x dias	0,04	-0,21	0,33	$y = 0,0758 - 0,0013x$	0,04	-0,21	0,33	$y = 0,1345 - 0,0024x$
Al+H x dias	0,08	-0,28	0,19	$y = 3,3772 - 0,0098x$	0,05	-0,23	0,29	$y = 2,8704 - 0,0077x$
Mg x dias	0,18	0,43	0,04	$y = 2,2028 + 0,0077x$	0,004	-0,06	0,77	$y = 1,8187 - 0,0010x$
Na x dias	1	-1	1	$y = 400 - 2,4584x$	1	-1	1	$y = 400 - 2,4269x$
$Ca^{2+}$ x dias	0,23	0,48	0,03	$y = 1,9041 + 0,0090x$	0,45	0,67	0,003	$y = 0,7115 + 0,0048x$
Arg.Disp. x dias	0,53	0,73	0,09	$y = 763,68 + 1,94x$	0,34	0,58	0,16	$y = 823,89 + 0,7734x$
LP x dias	0,41	0,64	0,16	$y = 34,39 + 0,16x$	0,002	-0,05	0,90	$y = 37,68 + 0,0039x$
LL x dias	0,37	-0,61	0,10	$y = 56,97 + 0,051x$	0,16	-0,40	0,32	$y = 58,58 + 0,061x$

Verifica-se que, com relação ao tempo de contato, o pH em  $CaCl_2$  da profundidade a 1.5 m tem redução significativa ao longo do tempo de contato, apesar do baixo coeficiente de determinação,  $r^2 = 0,40$ . O mesmo não ocorre com a amostra a 0,2 m. Quanto ao comportamento da matéria orgânica ao longo do tempo, esta apresentou alteração significativa para as duas amostras avaliadas,  $p=0,03$  e  $p=0,01$  apesar do baixo coeficiente de determinação  $r^2=0,2$  e  $r^2=0,28$

respectivamente para as amostras a 0,2 m e 1,5 m. O mesmo constatou-se com o cálcio, cuja alteração foi significativa ao longo do tempo para as duas amostras,  $p=0,03$  e  $p=0,003$ , apesar do baixo coeficiente de determinação  $r^2=0,23$  e  $r^2=0,45$ . O magnésio teve alteração significativa a 5% ao longo do tempo apenas na amostra a 0,2m com baixo coeficiente de determinação  $r^2=0,18$ .

Foram verificados, ao longo do período de contato, efeitos do lixiviado sobre a CTC do solo, porém não houve alteração significativa nas amostras avaliadas. Outro aspecto importante a ser considerado diz respeito à CTC a pH 7,0 do próprio lixiviado. Tendo em vista que os valores de pH observados no lixiviado variaram, no período de contato com o solo, de 8,0 a 5,4, conclui-se que a estimativa de incrementos para CTC não foi observada no solo em nenhum momento, conforme figura 4.10, para as duas amostras estudadas. Portanto, considerando que a CTC a pH 7,0 do lixiviado é devida essencialmente à sua carga orgânica, é provável que esta não seja a principal responsável pelas alterações determinadas na CTC a pH atual do solo.

No tocante aos limites de consistência ao longo do tempo de contato com o lixiviado, observou-se que não houve diferença significativa destas propriedades. Como a zona de consistência friável representa a faixa ótima de umidade para a mobilização mecânica do solo, e constatando-se que o solo, ao longo do tempo de contato com lixiviado de resíduos sólidos urbanos, não altera significativamente o LP e o LL dos Latossolos avaliados, mantém-se a recomendação de manter adequados os teores para a matéria orgânica do solo.

Ao longo do tempo de contato com o lixiviado não houve aumento significativo do limite de plasticidade na profundidade de 0,2 m,  $p=0,16$ . Na amostra a 1,5 m, também não houve alteração no limite de plasticidade a 5%,  $p=0,90$  e coeficiente de determinação praticamente nulo,  $r^2=0,002$ . O LL das amostras a 0,2 m e 1,5 m não tiveram uma correlação significativa ao longo do tempo de contato,  $p=0,1082$  e  $p=0,3246$ . Porém, apesar da não correlação com o tempo de contato, verifica-se a diminuição do LL, o que pode significar que os solos avaliados, quando em contato com o lixiviado por um determinado período, fragilizam-se, como hipótese, que seria necessário menos água para sua ruptura.

A argila dispersa também não apresenta alteração significativa ao longo do tempo de contato para amostra a 0,2 m e 1,5 m.

Na tentativa de analisar se as características de densidade, micro e macroporosidade têm diferença quando saturadas com lixiviado e utilizados solos de diferentes profundidades, a Tabela 4.12 apresenta teste de significância relativo às alterações destas características quando saturados com água e lixiviado de resíduos urbanos.

**Tabela 4.12** – Teste de significância relativo às alterações nas características de densidade, macro e microporosidade do Latossolo, profundidades de 0,2 m e 1,5 m, quando em contato com o lixiviado,  $p=0.05$  (95% de confiança)

Elementos/Características	SOLO 0,2 m e 1,5 m
	Valores de p
Densidade	1,0
Macroporosidade	1,0
Microporosidade	1,0

A Tabela 4.12 apresenta que não há diferença nos valores de densidade, micro e macroporosidade quando os solos de diferentes profundidades são saturados com lixiviado de resíduos sólidos urbanos. Ressalta-se que para o teste o número de dados foi 3, o que pode não ser suficiente para a realização do teste.

Comparou-se também os valores das características mencionadas acima quando solos da mesma profundidade são saturados com água e com lixiviado, tabelas 4.13 e 4.14. Constatou-se que não há diferença significativa destas características quando em contato com os líquidos mencionados, porém como apresentado na Tabela 4.7, verifica-se que há alteração das propriedades. Também vale salientar que, para a realização do teste, o número de dados foi igual a 3.

**Tabela 4.13** – Teste de significância relativo às alterações nas características de densidade, macro e microporosidade do Latossolo, profundidades de 0,2 m , quando em contato com água e lixiviado,  $p=0.05$  ( 95% de confiança)

Elementos/Características	SOLO 0,2 m
	Valores de p
Densidade	0,07
Macroporosidade	0,28
Microporosidade	1,0

**Tabela 4.14** – Teste de significância relativo às alterações nas características de densidade, macro e microporosidade do Latossolo profundidade de 1,5 m , quando em contato com água e lixiviado,  $p=0.05$  ( 95% de confiança)

Elementos/Características	SOLO 1,5 m
	Valores de p
Densidade	1,0
Macroporosidade	1,0
Microporosidade	1,0

#### 4.5.5 Relações entre as Características de CTC, C, MOS, LL , LP e Argila Dispersa com o pH dos Latossolos ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão

A Tabela 4.15 apresenta os resultados referentes aos coeficientes de determinação e correlações dos parâmetros acima citados com o pH ao longo do tempo de contato quando utilizado Latossolo de diferentes profundidades.

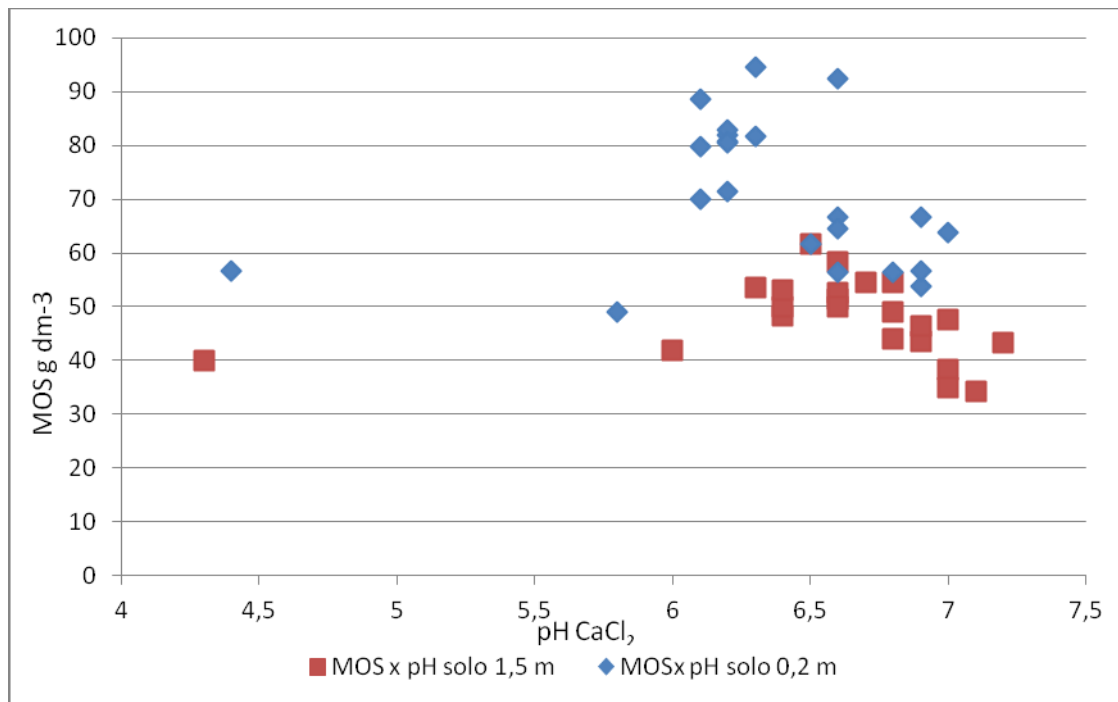
**Tabela 4.15** – Coeficiente de determinação e correlações das características de CTC,C,MOS, LL, LP, e Argila dispersa com o pH do Latossolo a 0,2 m e 1,5 m com o tempo de contato com o lixiviado -  $p=0.05$  ( 95% de confiança)

Parâmetros	SOLO							
	0,2 m				1,5 m			
	$r^2$	r	p	equação	$r^2$	r	p	equação
CTC x pH $CaCl_2$	0,26	-0,51	0,02	$y=22,574-2,01007x$	0,02	0,14	0,56	$y=6,6149+0,081169x$
MOS x pH $CaCl_2$	0,002	-,049	0,82	$y=78,5271-1,2193x$	0,34	0,59	0,003	$y=3,0749+7,48114x$
C x pH $CaCl_2$	0,20	-0,44	0,08	$y=54,6168-5,5569x$	0,007	-0,08	0,71	$y=8,9941-0,118x$
LL x pH $CaCl_2$	0,039	0,19	0,63	$y=51,270+0,733x$	0,001	0,03	0,92	$y=55,718+0,219x$
LP x pH $CaCl_2$	0,0001	0,009	0,98	$y=38,1357+0,1206x$	0,31	-0,56	0,14	$y=46,959-1,49x$
Arg.Disp.xpH $CaCl_2$	0,10	0,32	0,52	$y=3,4817 + 0,003x$	0,68	0,82	0,01	$y=-6,5655 + 0,0146x$

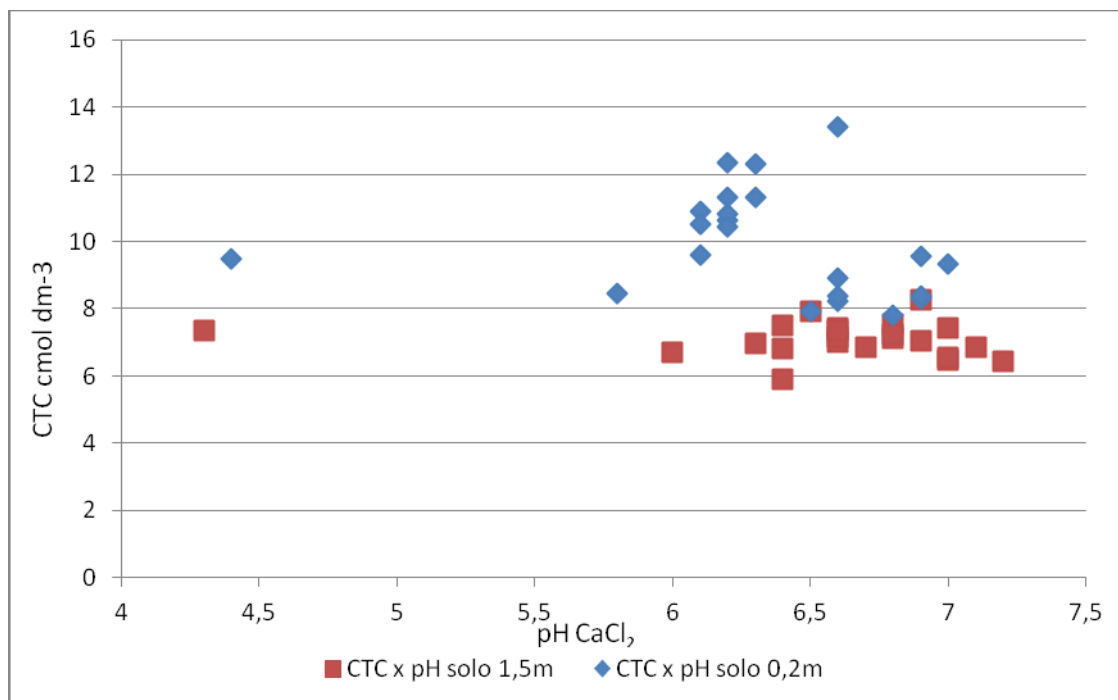
O lixiviado aumentou o valor do pH e, conseqüentemente, reduziu o teor de  $Al^{3+}$ , proporcionando alterações nos atributos físicos. Os valores de pH observados no solo, após o contato com o líquido, foram superiores a 6,0, indicando que o efeito do líquido foi maior do que o recomendado para as condições de campo. Isso se deve, possivelmente, ao contato intensivo do lixiviado com o solo. Verifica-se que a argila dispersa da amostra a 1,5 m tem alta dependência do pH,  $r^2=0,68$  e significativa ao longo do tempo de contato (tabela 4.15); já na amostra a 0,2 m de profundidade, esta dependência não é significativa. Quanto ao coeficiente de determinação da CTC com o pH do solo, para a amostra a 0,2 m, este valor é de 0,26 e significativo a 5%. A MOS da amostra a 1,5 m teve uma correlação significativa com o seu pH,  $r^2 = 0,34$ , bem como a argila dispersa da mesma amostra,  $r^2 = 0,68$ . Este último dado apresentou valor relativamente alto.

As figura 4.14 a 4.19 apresentam o comportamento dos parâmetros avaliados na Tabela 4.15.

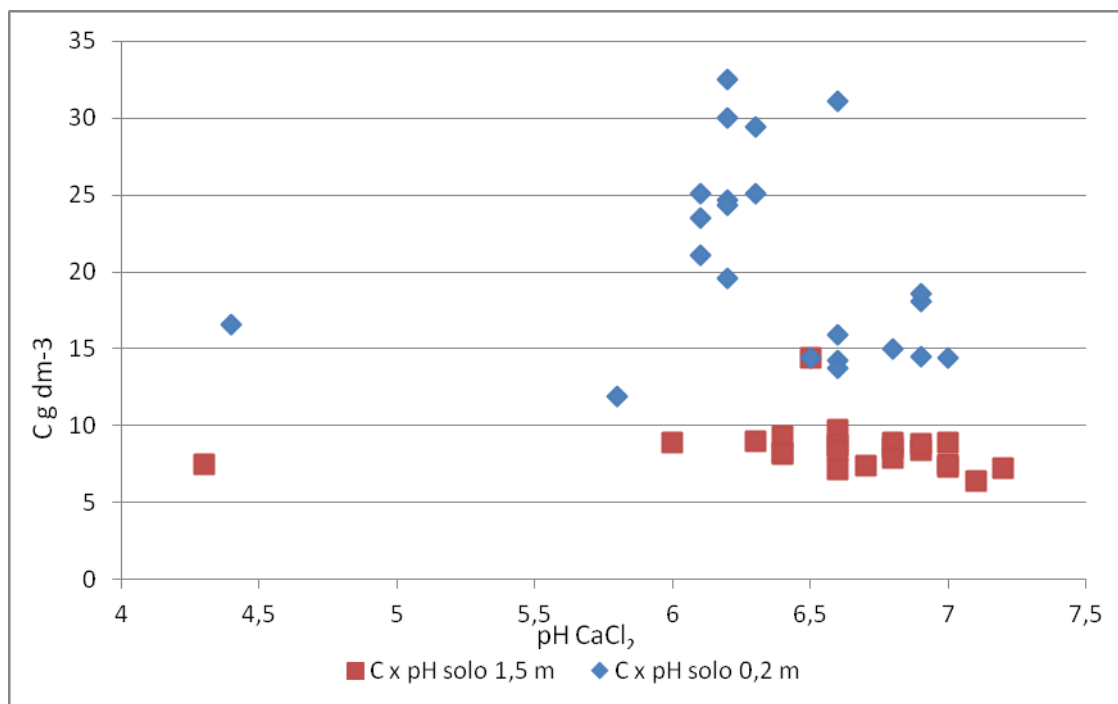
**Figura 4.14** – Correlação entre pH e MOS das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



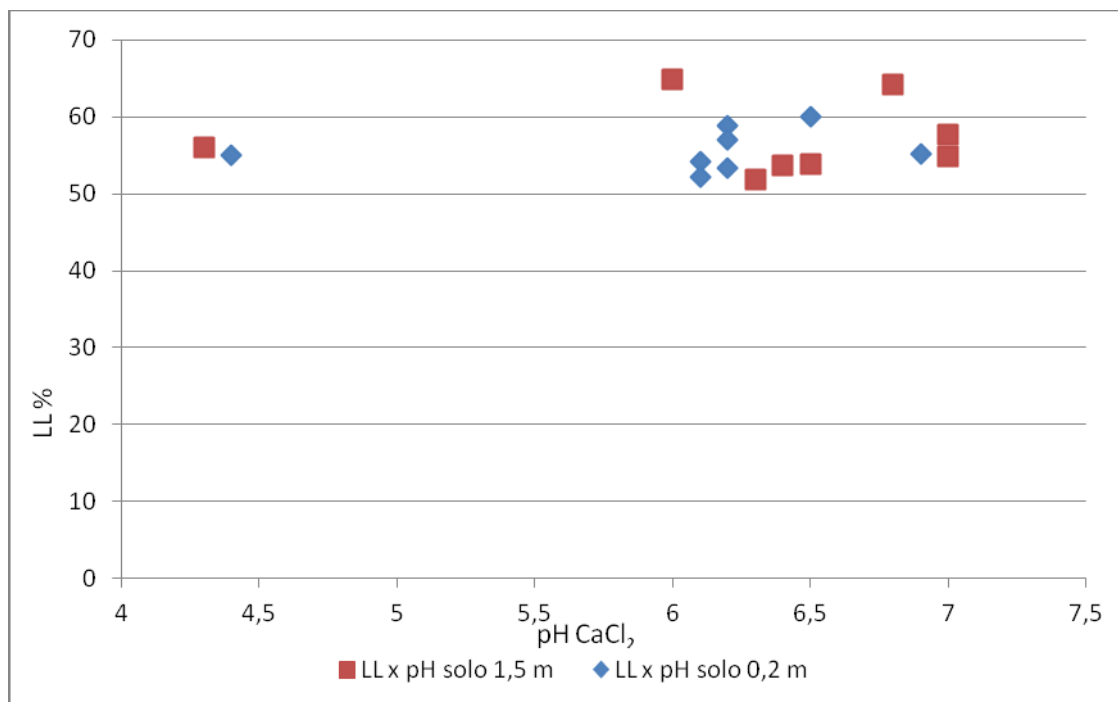
**Figura 4.15** – Correlação entre pH e CTC das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



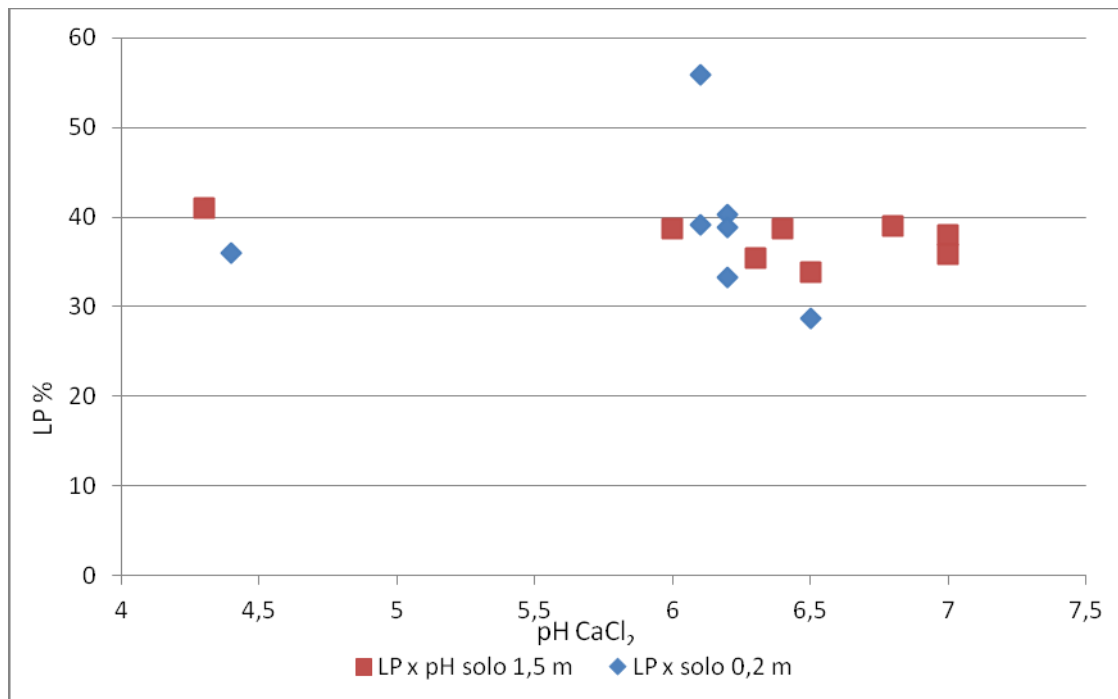
**Figura 4.16** – Correlação entre pH e C das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



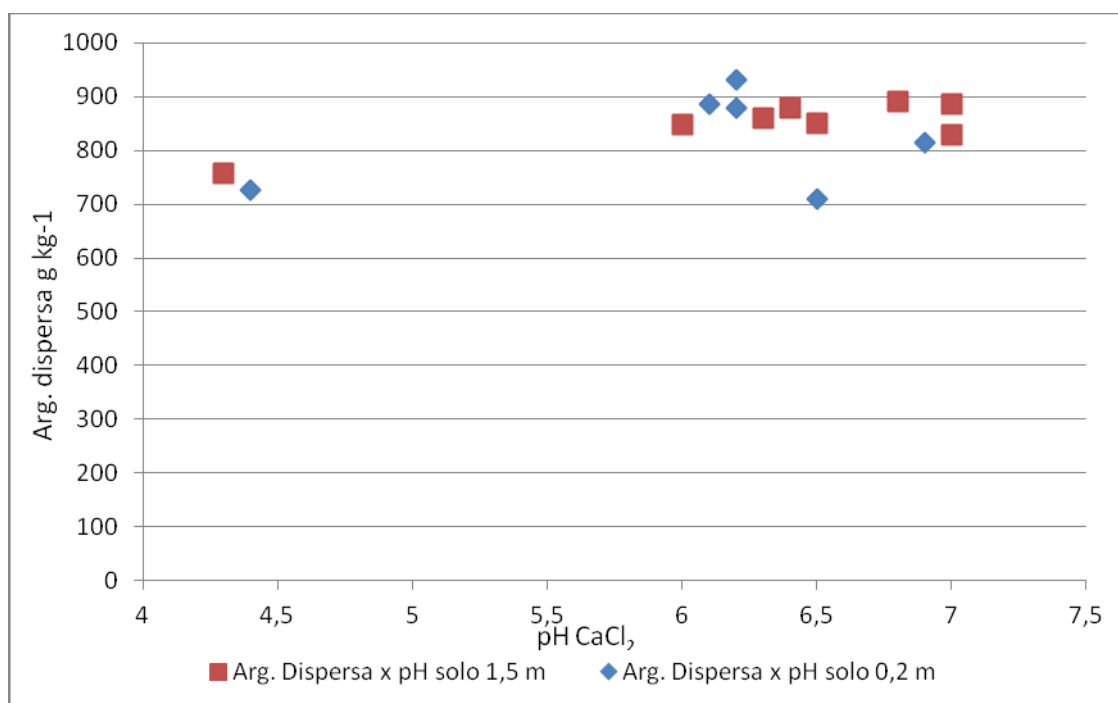
**Figura 4.17** – Correlação entre pH e LL das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



**Figura 4.18** – Correlação entre pH e LP das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



**Figura 4.19** – Correlação entre pH e Argila Dispersa das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



A textura das amostras é marcadamente igual e a análise mineralógica da fração de argila indicou que caulinita e óxidos de Fe são

predominantes em ambas as amostras. Para as amostras, há também 2:1 minerais de argila, provavelmente com hidróxi-Al nas intercalares tal como demonstrado por Assouline, Tavares Filho e Tessier (1997). Esses resultados indicam mineralogia com predominância de pH-dependentes e taxas variáveis de ambas as amostras de solo.

Apesar de não haver diferença significativa na argila dispersa das amostras estudadas e ao longo do tempo de contato,  $p=0,5007$ , há uma dependência significativa da argila dispersa com o pH na amostra a 1,5 m. Porém, essa dispersão pode ser explicada devido ao fato de o pH do solo, nos primeiros dias de contato, ser mais elevado do que o PCZ, quando o solo está em contato com o lixiviado, causando uma maior repulsão eletrostática e uma queda na floculação da argila. (MITCHELL, 1976; UEHARA, 1979; UEHARA; GILLMAN, 1980; 1981). Esse fenômeno foi mais expressivo na amostra de 1,5 m, pois esta relação foi positiva,  $r=0,82$  e significativa,  $p=0,01$ . Já na amostra a 0,2 m, apesar do mesmo comportamento, ou seja, a argila dispersa aumenta com o aumento do pH (Figura 4.19), não houve correlação entre os dados,  $r^2=0,10$  e  $p=32$ .

Portanto, em relação aos fatores que podem ter provocado a dispersão da argila nos solos, uma hipótese a ser considerada seria o aumento do pH do solo em função do acréscimo de cargas negativas adicionadas através da MO.

#### 4.5.6 Relações entre as Características de CTC, C, LL, LP e Argila Dispersa com a MO dos Latossolos ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão

A Tabela 4.16 apresenta os resultados referentes aos coeficientes de determinação e correlações dos parâmetros CTC, C, LL, LP e Argila Dispersa com a matéria orgânica do solo ao longo do tempo de contato, quando utilizado Latossolo de diferentes profundidades.

**Tabela 4.16** – Coeficiente de determinação e correlações das características de CTC, C, LL, LP, e Argila dispersa com a MO do Latossolo a 0,2 m e 1,5 m com o tempo de contato com o lixiviado -  $p=0.05$  ( 95% de confiança)

Parâmetros	SOLO							
	0,2 m				1,5 m			
	$r^2$	$r$	$p$	equação	$r^2$	$r$	$p$	equação
CTC x MO	0,82	0,90	0,00	$y=2,3214+0,1073x$	0,08	0,29	0,17	$y=6,0677+0,0213x$
C x MO	0,89	0,94	0,00	$y=-7,5320+0,3897x$	0,33	0,57	0,006	$y=4,7606+0,00732x$
LL x MO	0,013	-0,11	0,78	$y=57,6324-0,0267x$	0,09	-0,21	0,44	$y=65,6371-0,1787x$
LP x MO	0,20	0,45	0,30	$y=12,5793+0,3581x$	0,23	-0,48	0,21	$y=43,905-0,1323x$
Arg.Disp. x MO	0,71	0,84	0,03	$y=400,613+6,0806x$	0,03	0,19	0,63	$y=801,8896+0,999x$

Como não há efeito simples do contato do lixiviado com o solo, a dispersão de argila pelo líquido foi decorrente de processos físico-químicos, sendo esses preponderantes em relação aos processos microbianos, o que está de acordo com o relato de Roth e Pavan (1991), Pavan e Roth (1992) e Azevedo e Bonumá (2004). Esse efeito pode ser visto na amostra superficial, na qual os parâmetros de MOS e teor de argila do solo estão correlacionados,  $r^2=0,71$  e  $p=0,03$ . Apesar da correlação não significativa para o solo a 1,5 m, verifica-se que o teor de argila aumenta, conforme há aumento de matéria orgânica, Figura 4.24.

O acréscimo na dispersão de argila nas amostras pode ser explicado, segundo Paiva et al. (2000), que utilizaram “lamas cal” proveniente do tratamento de lodo de esgoto, constatando que as quantidades de matéria orgânica e carbono no solo podem promover a floculação e agregação do solo e ressaltando que o aumento da matéria orgânica no solo pode gerar excesso de cargas elétricas negativas que afetam a repulsão coloidal e aumentam a dispersão da argila. Isso pode ser verificado, pois a dispersão da argila na amostra a 0,2 m avaliada teve alto coeficiente de determinação com a matéria orgânica adicionada. Essa correlação foi positiva,  $r=0,84$ , e significativa.

Constatou-se que não houve correlação dos limites de consistência, com nível de significância de 5%, com a matéria orgânica adicionada através do lixiviado. Tanto a amostra a 0,2 m e a 1,5 m não apresentaram alterações significativas em relação à matéria orgânica, conforme Tabela 4.16.

Segundo Stone e Ekwue (1993), a elevação do teor de matéria orgânica também corresponde a uma elevação dos LL e LP, o que não foi verificado a um nível de confiança de 5% entre os teores de MOS e os limites de plasticidade e

liquidez dos Latossolos avaliados,  $r^2=0,13$  e  $p=0,78$  para o LL da amostra a 0,2 m e  $r^2=0,09$  e  $p=0,44$  para o mesmo parâmetro na profundidade de 1,5 m. O LP dos solos também não teve correlação com a matéria orgânica,  $r^2=0,20$  e  $p=0,3$  e  $r^2=0,23$  e  $p=0,21$ , respectivamente para a amostra a 0,2 m e 1,5 m. Apesar da não correlação, a elevação do LP foi observada na amostra de 0,2 m, devido, provavelmente, aos maiores valores de matéria orgânica já presentes no solo antes da incubação, conforme Figura 4.23. Além disso, o teor de óxidos de ferro livres (RANDO; ANDRADE; FREIRE, 1981) e a superfície específica (ASSOULINE; TAVARES FILHO; TESSIER, 1997) podem ter contribuído para uma elevação do LP nesta amostra. Assim, as variações nos valores do LP, na amostra de 0,2 m de profundidade, podem ter sido influenciadas pela ação conjunta do teor de argila, matéria orgânica e teor de óxidos livres, em virtude do aumento da superfície específica, elevando a capacidade de adsorção de água.

Observa-se que, nas camadas a 0,2 m e 1,5 m de profundidade, não houve alteração dos limites de consistência do solo em função da adição do lixiviado. Observa-se também que a matéria orgânica adicionada não foi suficiente para a alteração destes índices no solo. A elevação do limite de plasticidade do solo, a 0,2 m, para as adições de lixiviado de resíduos sólidos urbanos atesta a importância da matéria orgânica na definição dos valores dos limites de consistência para os solos cultivados, pela maior área de superfície específica (ASE) da matéria orgânica (HILLEL, 1980; MEURER; BISSANI; SELBACH, 2000), o que proporciona grande capacidade de retenção de água e aumenta a necessidade de quantidades maiores para a formação de filmes de água ao redor das partículas minerais, resultando, assim, em aumento dos limites de consistência. Resultados semelhantes foram obtidos por Silva, Cabeda e Carvalho (2006) e Braida et al. (2006).

Apesar da matéria orgânica ter um forte efeito sobre os limites de consistência (KELLER; DEXTER, 2012), tal efeito não foi evidente no experimento quando o solo ficou em contato com o lixiviado por um determinado período de tempo.

A tendência dos resultados da amostra a 0,2 m foi semelhante à observada por Baver (1966), ao verificar que, de modo geral, aumentos no teor de matéria orgânica tendem a elevar o limite de plasticidade. Para Caputo (2000), uma pequena percentagem de matéria orgânica eleva o limite de plasticidade, sem que este ocorra, simultaneamente, no limite de liquidez, o que ocorreu com a camada

superficial (0 a 20 cm), onde houve aumento do LP e não alterou o LL, conforme figuras 4.22 e 4.23.

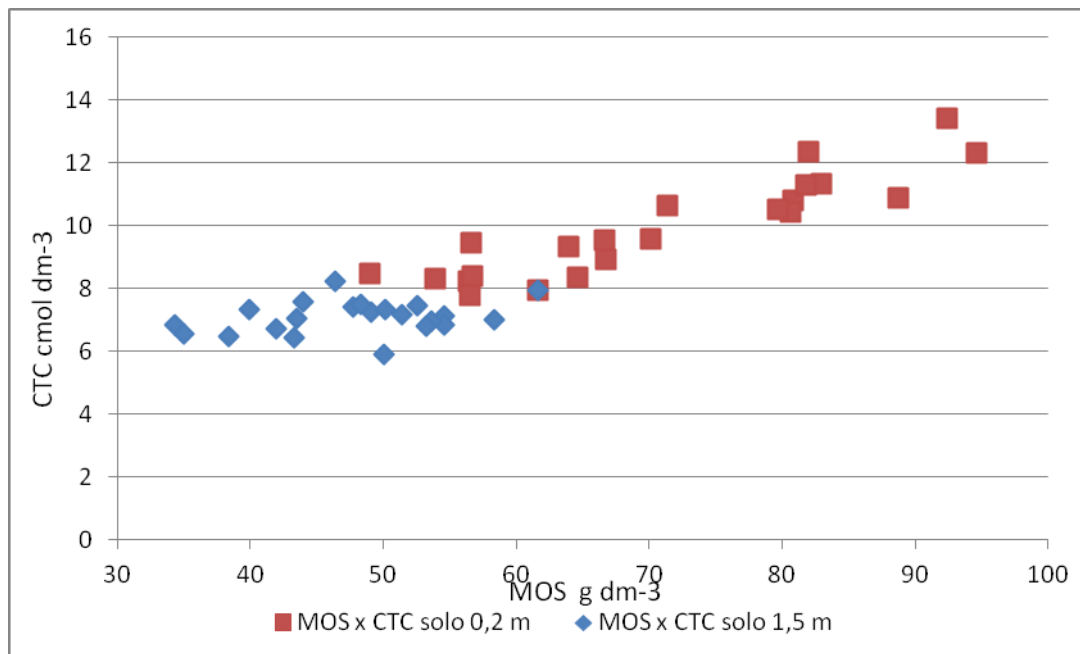
O acúmulo de matéria orgânica pode resultar em aumento dos limites de plasticidade na camada superficial sem que ocorra o mesmo no limite de liquidez. Segundo Baver, Gardner e Gardner (1972), isso acontece porque a manifestação da plasticidade ocorre apenas depois que duas condições forem atendidas: deve haver água suficiente para a formação de camadas rígidas de moléculas de água nas superfícies coloidais adjacentes e deve haver água extra para funcionar como lubrificante entre as camadas rígidas de moléculas de água. Assim, a matéria orgânica afetaria apenas a primeira demanda, tornando-a maior, mas não teria efeito sobre a segunda demanda de água (BRAIDA et al., 2006).

Na camada de 0 a 20 cm, o aporte de resíduos orgânicos provenientes do lixiviado de resíduos sólidos urbanos não foi eficiente para elevar significativamente os limites de plasticidade (LP). Nessa camada (0 a 20 cm), a ação do lixiviado seria mais eficiente em função da capacidade de, em sua forma líquida, infiltrar-se mais no solo, em função da sua maior condutividade hidráulica, o que não foi observado. Consequentemente, o solo com menor condutividade hidráulica, caso da amostra a 1,5 m, não apresentou alterações nos valores dos limites de consistência.

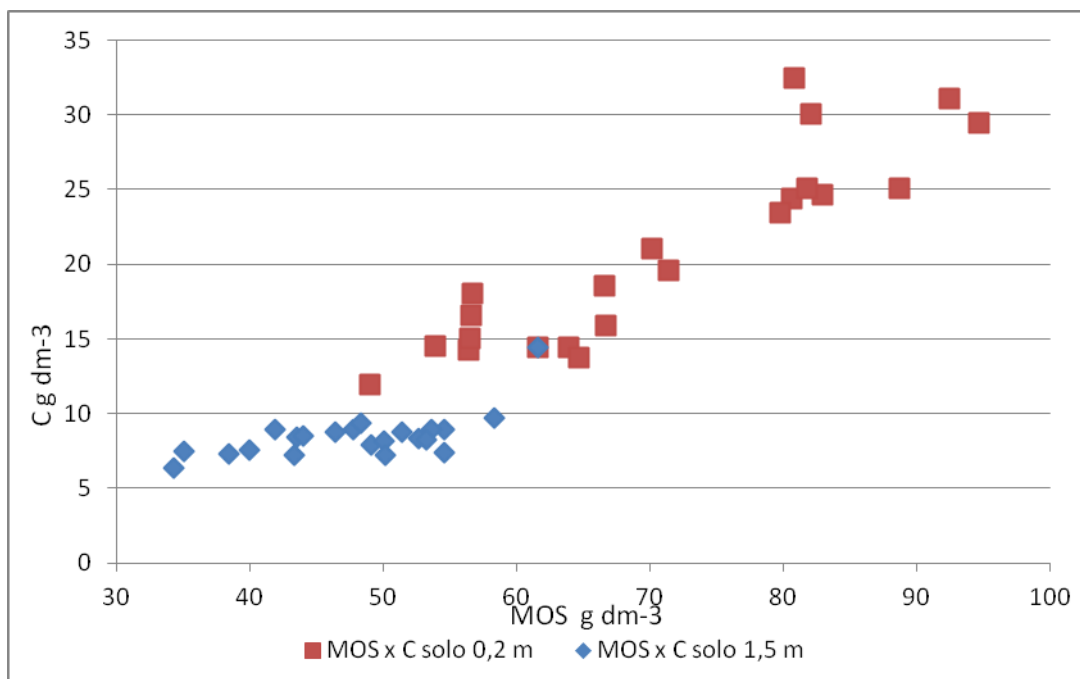
A adição de partículas finas, particularmente de argila, como a que foi promovida pela adição de lixiviado neste trabalho, é certamente um fator de melhoria da qualidade do solo, pois incrementa a superfície específica e os atributos químicos e físicos dela dependentes, como a capacidade de retenção de água e de cátions. Juntamente com o acréscimo na quantidade de argila, observaram-se também acréscimos no teor de matéria orgânica (Tabela 4.5 e 4.6). Como a análise granulométrica foi feita sem a eliminação da matéria orgânica, esta pode ser, em parte, responsável pelo aumento verificado nas frações granulométricas mais finas deste tratamento. Observou-se que, apesar do aumento na dispersão da argila e matéria orgânica do solo, estes não foram suficientes para alteração nos limites de consistência dos solos avaliados.

Constatou-se que a aplicação do lixiviado de RSU contraria o que Logan et al. (1996) e Beutler et al. (2002) citam, pois, para estes autores, a retenção de água no solo é influenciada pela matéria orgânica decorrente de elevadas doses de lodo esgoto em solo de textura silte-argilosa.

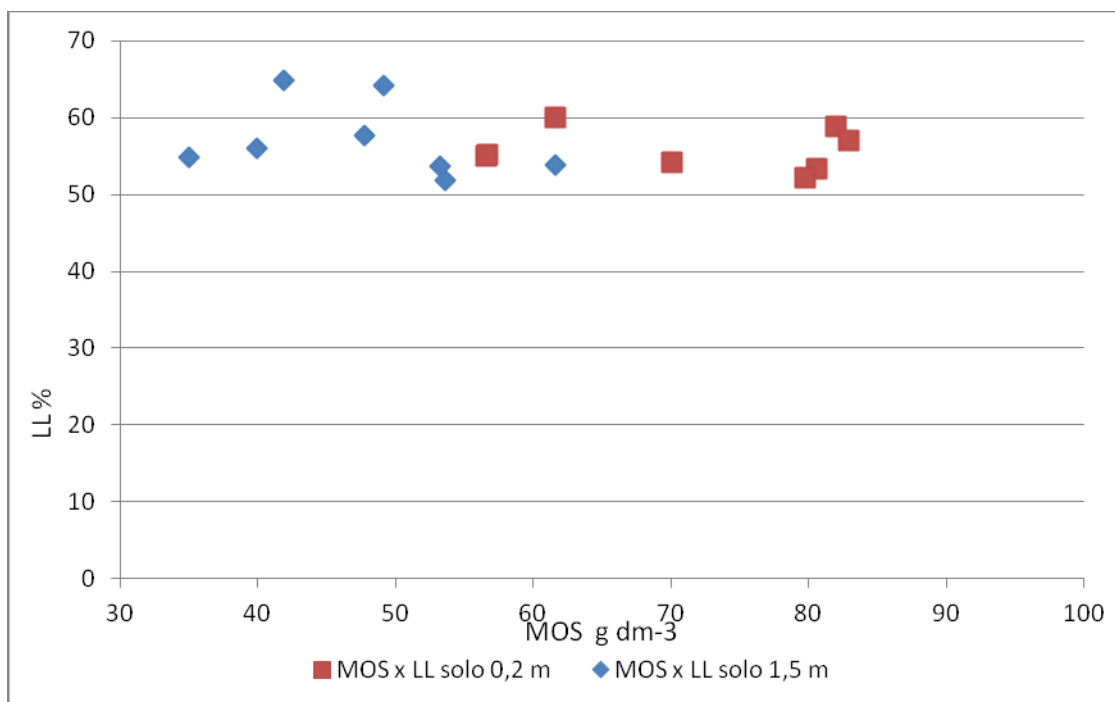
**Figura 4.20** – Correlação entre MOS e CTC das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



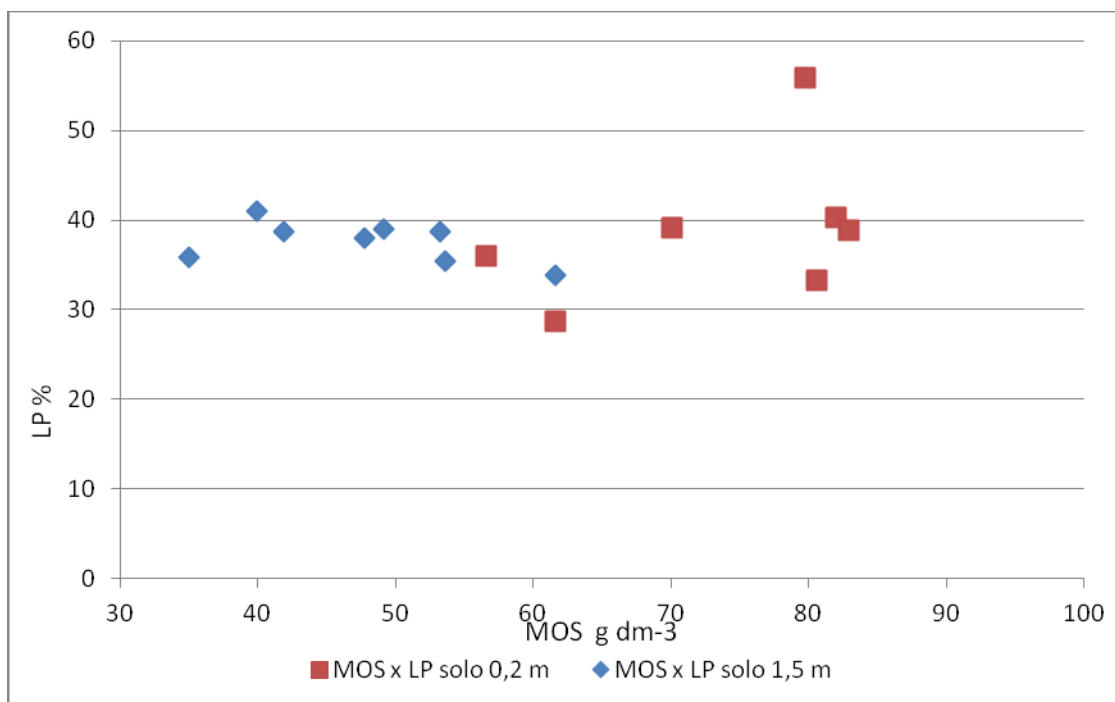
**Figura 4.21** – Correlação entre MOS e C das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



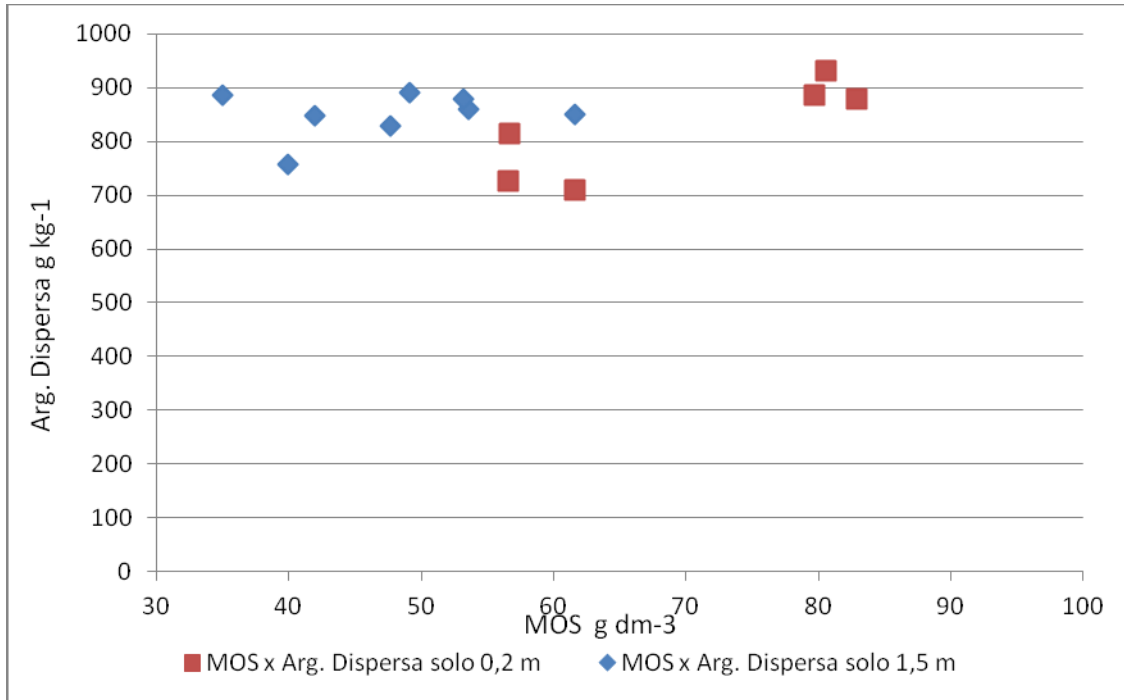
**Figura 4.22** – Correlação entre MOS e LL das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



**Figura 4.23** – Correlação entre MOS e LP das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



**Figura 4.24** – Correlação entre MOS e Argila Dispersa das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



#### 4.5.7 Relações entre as Características de CTC com o C dos Latossolos ao Longo do Período de Realização do Ensaio de Difusão

A Tabela 4.17 apresenta os resultados referentes aos coeficientes de determinação e correlações dos parâmetros CTC com o C do solo ao longo do tempo de contato quando utilizado Latossolo de diferentes profundidades.

**Tabela 4.17** – Coeficiente de determinação e correlações das características de CTC com o C do Latossolo a 0,2 m e 1,5 m com o tempo de contato com o lixiviado -  $p=0.05$  ( 95% de confiança)

Parâmetros	SOLO							
	0,2 m				1,5 m			
	$r^2$	$r$	$p$	equação	$r^2$	$r$	$p$	equação
CTC x C	0,86	0,92	0,00	$y=-12,1450+3,2559x$	0,1193	0,34	0,12	$y=4,0594+0,5896x$

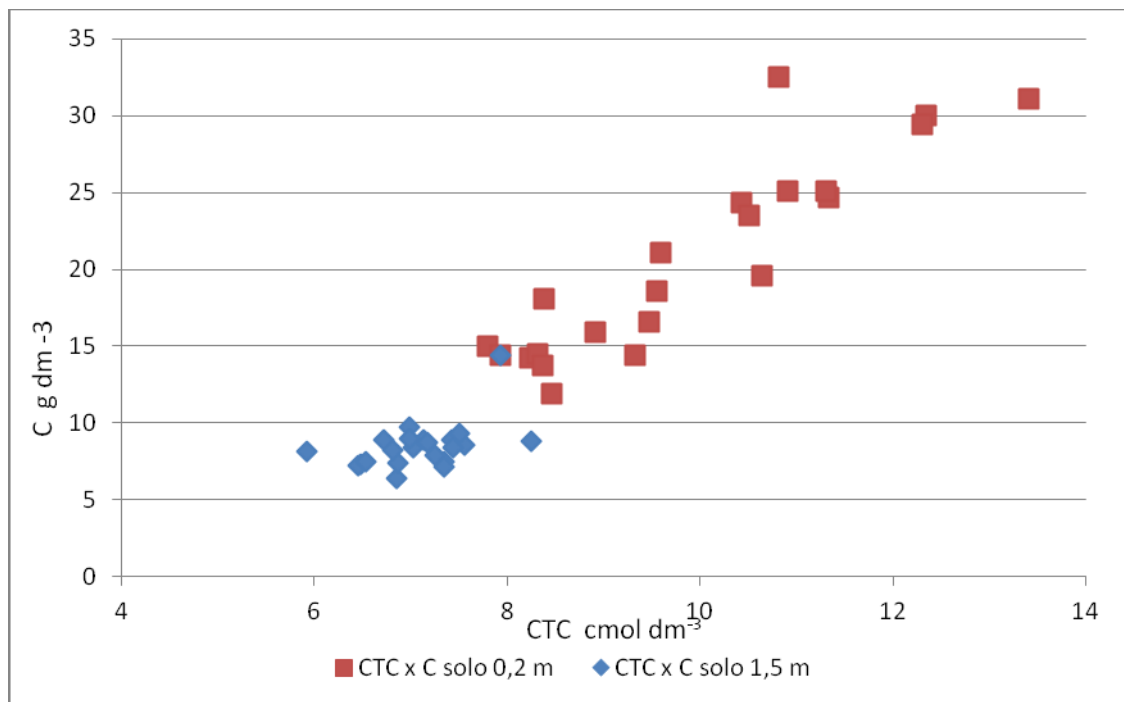
As correlações entre CTC e carbono orgânico do solo superficial (0 a 20 cm) foram positivas, com alto coeficiente de determinação,  $r^2=0,86$  e significativa a 5%, indicando a dependência da C em função da CTC no solo. Já no solo a 1,5 m

de profundidade, o coeficiente de 0,11 indica que, nesta profundidade, a relação entre estes parâmetros não é significativa,  $p=0,12$ .

Uma explicação para o diferente comportamento dos solos avaliados quanto à CTC e Carbono seria a quantidade inicial de matéria orgânica da primeira amostra, conforme comentado no item 4.4.1.

A Figura 4.25 apresenta o comportamento do C em relação à CTC dos solos. Verifica-se que, para a amostra superficial (0-20cm), à medida que a CTC aumenta, o Carbono no solo também aumenta. O mesmo comportamento pode ser observado no solo a 1,5 m, porém, na análise estatística, os valores não foram significativos.

**Figura 4.25** – Correlação entre CTC e C das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



**Tabela 4.18** – Coeficiente de determinação e correlações das características de LP e LL com a Argila Dispersa do Latossolo a 0,2 m e 1,5 m com o tempo de contato com o lixiviado -  $p=0.05$  ( 95% de confiança)

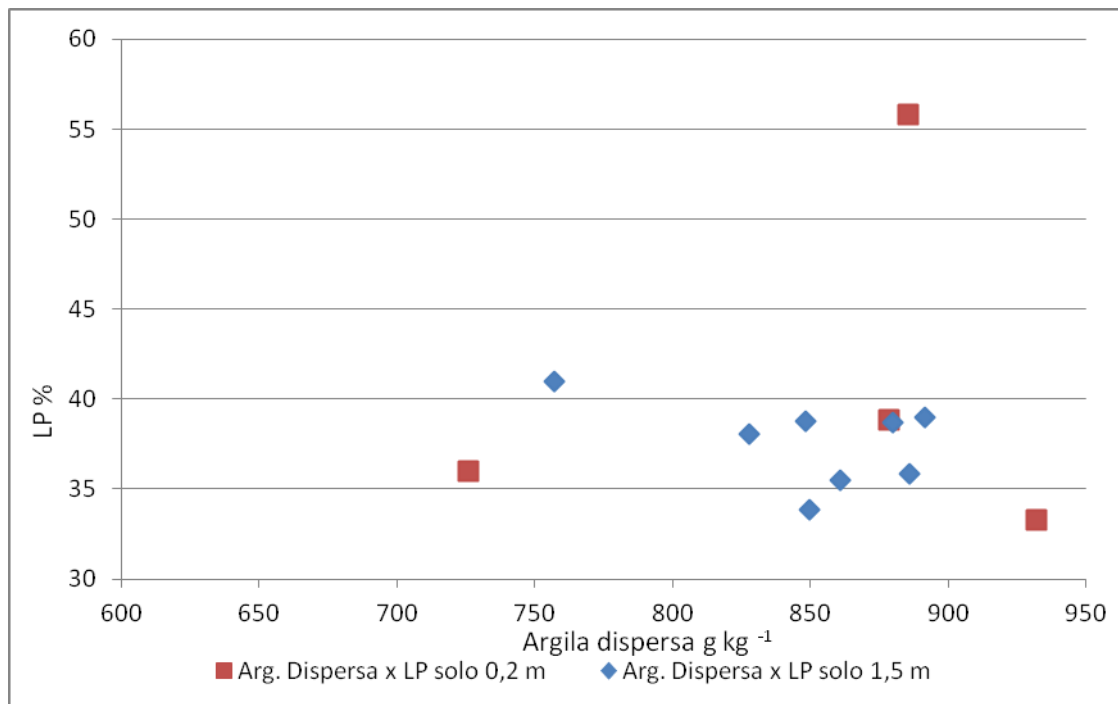
Parâmetros	SOLO							
	0,2 m				1,5 m			
	$r^2$	r	p	equação	$r^2$	r	p	equação
LP x Arg. Disp.	0,20	0,45	0,44	$y=654,9034+4,4506x$	0,19	-0,43	0,27	$y=1154,7657-8,1188x$
LL x Arg. Disp.	0,42	-0,64	0,16	$y=2010,854-21,3916x$	0,009	0,009	0,81	$y=799,757+0,8729x$

Verificaram-se as relações entre os os valores de argila dispersa nas profundidades avaliadas com os limites de consistência. A Figuras 4.26 e 4.27 apresentam o comportamento entre esses parâmetros.

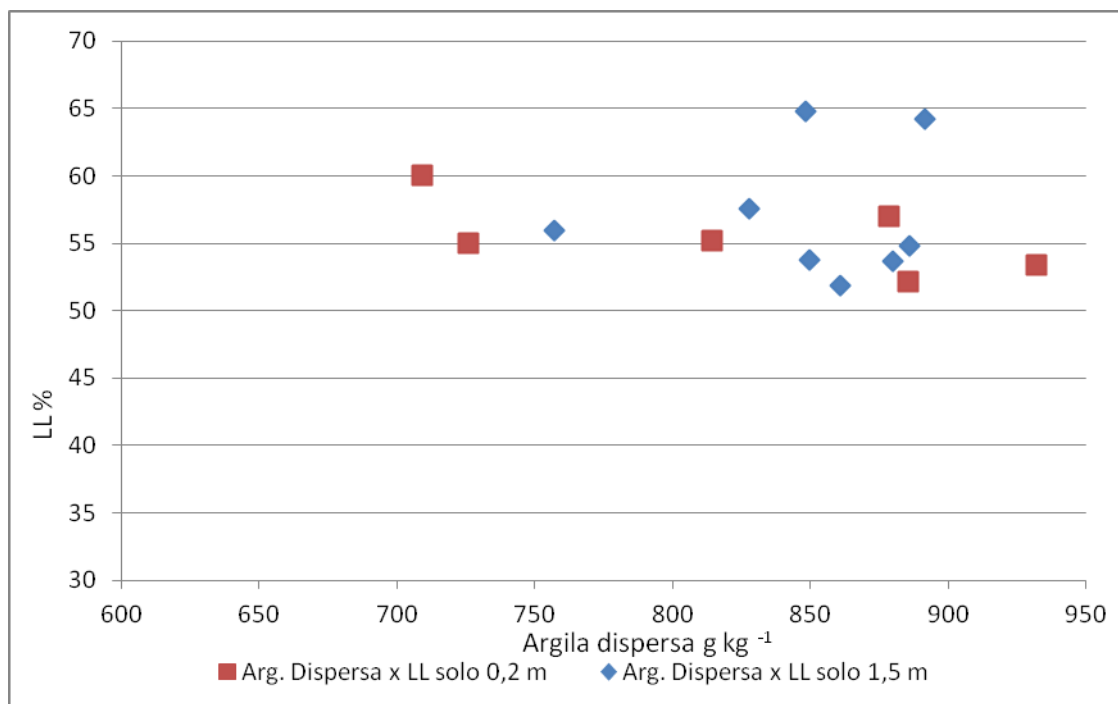
O aumento de argila dispersa nas amostras de solos estudadas, em torno de 21%, e 16% respectivamente para amostras de 0 a 20 cm e 150 cm, quando em contato com lixiviado por 90 dias, não teve correlação significativa com o LP e LL a 0,2 m de profundidade,  $p=0,44$ , e  $p=0,16$ . Na amostra a 1,5 m, os limites de plasticidade e liquidez também não tiveram correlação significativa a 5% com a argila dispersa,  $p=0,42$  e  $p=0,81$ , respectivamente. Verifica-se que, mesmo com o aumento de argila dispersa nas profundidades avaliadas, é necessário menos água para o rompimento do solo superficial para o limite de liquidez, o que pode ser visualizado na Figura 4.27, pois o LL reduz, à medida que aumenta a argila dispersa.

O estudo aqui avaliado sobre a influência da argila nos limites de consistência contraria o observado por Keller e Dexter (2012), pois estes autores, avaliando solos de diferentes países, constataram que os limites de consistência estavam fortemente correlacionados com o conteúdo de argila. Os mesmos autores também verificaram que o limite de plasticidade não teve correlação com solos com teores de argila abaixo de 35%.

**Figura 4.26** – Correlação entre LP e Argila dispersa das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



**Figura 4.27** – Correlação entre LL e Argila dispersa das profundidades 0,2 m e 1,5 m quando em contato com lixiviado



## 5 CONCLUSÕES

Com o experimento, foi possível chegar às seguintes conclusões:

1. As características do lixiviado e dos solos avaliados sofrem alterações quando entram em contato entre si.
2. Os teores de matéria orgânica, Na, Ca e Mg reduzem ao longo do tempo de contato com o solo.
3. Os teores de Mn no lixiviado aumentaram quando em contato com os solos das profundidades avaliadas.
4. Os valores de pH, DQO, DBO<sub>5</sub>, Mg e Na do lixiviado de resíduos sólidos urbanos não diferem quando utilizados solos de diferentes profundidades.
5. Os valores de Ca e Mn do lixiviado diferem significativamente quando comparados com solos a 0,2 m e 1,5 m.
6. A alteração das características do lixiviado ocorre mais intensamente nos primeiros dias de contato com os solos.
7. Os teores de matéria orgânica e cálcio aumentaram nos solos avaliados quando em contato com lixiviados de resíduos sólidos urbanos.
8. A argila dispersa dos Latossolos a 0,2 m e 1,5 m aumentaram quando em contato com o lixiviado.
9. O pH dos solos aumentou no 1º dia de contato.
10. A CTC, C, Al, Mg, Na, Argila dispersa e limites de consistência dos solos a 0,2 m e 1,5 m não tiveram alteração significativa ao longo do tempo de contato com o lixiviado.
11. O pH em CaCl<sub>2</sub> na profundidade a 1,5 m teve alteração significativa após contato com o percolado.
12. O aumento do Cálcio e da matéria orgânica nos solos a 0,2 m e 1,5 m foi significativo no período de contato solo-lixiviado.
13. O magnésio teve alteração significativa somente no solo a 0,2 m.
14. Há diferença significativa entre os valores de C, MOS, Mg, Ca, CTC quando utilizados solos das profundidades a 0,2 m e 1,5 m.
15. Não há diferença significativa no pH CaCl<sub>2</sub>, Al, H+Al, Argila dispersa e no LP e LL quando utilizados solos de diferentes profundidades.
16. Não há diferença significativa nos valores de densidade, macro e microporosidade nas amostras de solo avaliadas, quando em contato com lixiviado.

17. Não se verifica diferença significativa nos valores quando comparados densidade, macro e microporosidade das amostras saturadas com água e com lixiviado.

18. Apesar da não significância na alteração dos resultados em contato com o lixiviado, verificou-se que a densidade do solo a 0,2 m reduziu, enquanto sua microporosidade aumentou e, na amostra a 1,5 m, tanto a densidade quanto a microporosidade aumentaram.

19. A matéria orgânica e a argila dispersa da amostra a 1,5 m de profundidade tiveram correlação positiva e significativa com o pH do solo.

20. A CTC, C e Argila dispersa da amostra a 0,2 m teve correlação com a matéria orgânica adicionada ao longo do tempo de contato com o lixiviado.

21. Apenas o C da amostra a 1,5 m de profundidade teve correlação com a matéria orgânica do solo.

22. A CTC da amostra a 0, 2m teve correlação significativa com o C da mesma amostra, porém o mesmo não aconteceu com o solo a 1,5 m.

23. Os limites de consistência não tiveram correlação com a argila dispersa das amostras.

24. A CTC atingiu seu valor máximo no pH na faixa de 6 a 7.

25. Apesar da adsorção do cálcio ser significativa nos solos avaliados, não foi suficiente para evitar o aumento na dispersão da argila.

26. A variação na argila dispersa pode ser dependente do pH, partícula de argila e teor de matéria orgânica.

## 6 TRABALHOS FUTUROS

A disposição de resíduos sólidos urbanos no solo gera o lixiviado que demanda recursos para o seu tratamento e despejo final. A utilização deste líquido na agricultura pode trazer benefícios ao solo, devido ao provável aumento no teor de matéria orgânica e elevação do pH. Como decorrência, porém, poderá acarretar desestruturação no solo, com consequências na porosidade.

O experimento em questão, realizado com amostras de Latossolo vermelho, coletadas a 0,20 m e 1,5 m, não apresentou diferença significativa nos parâmetros físicos avaliados e limites de consistência para as duas profundidades estudadas.

Entretanto, os dados analisados neste experimento indicam que o contato solo-lixiviado parece ser bem complexo. Logo, é necessária a continuidade de trabalhos de mesmo tipo, para outros solos, e escalas diferentes para se chegar a conclusões mais definitivas a respeito do uso desse produto em propriedades agrícolas e remediações de solos.

Outras sugestões para trabalhos futuros seriam a análise de produção de determinadas culturas, utilizando-se o lixiviado; a determinação do tempo de capacidade de retenção dos elementos pelos solos quando da disposição de lixiviado neste; a caracterização da matéria orgânica do lixiviado, quanto a sua massa molecular e sua influência nas propriedades físicas, químicas e limites de consistência dos solos.

## REFERÊNCIAS

AGENCE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE MAÎTRISE DE L'ENERGIE. **Enquête sur les installations de traitement des déchets menagers et assimilés**. Paris, 2002.

ALBUQUERQUE, J. A.; ARGENTON, J.; FONTANA, E. C.; COSTA, F. S.; RECH, T. D. Propriedades físicas e químicas de solos incubados com resíduo alcalino da indústria de celulose. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, p.1065-1073, 2002.

ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; ERNANI, P. R.; FONTANA, E. C. Propriedades físicas e eletroquímicas de um Latossolo Bruno afetadas pela calagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, p. 295-300, 2000.

ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; ERNANI, P. R.; MAFRA, A. L.; FONTANA, E. C. Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 799-806, 2003.

ALCARDE, J. C.; RODELLA, A. A. Qualidade e legislação de fertilizantes e corretivos. In: CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S.; ALVAREZ, V. H. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p. 291-334.

ALLEONI, L. R. F.; CAMBRI, M. A.; CAIRES, E. F. Atributos químicos de um Latossolo de Cerrado sob plantio direto de acordo com doses e formas de aplicação de calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 29, p. 923-934, 2005.

ALVARENGA, R. C.; FIGUEIREDO, A. F.; OLIVEIRA, W.; FREIRE, J. C. Armazenamento de água em um Podzólico Vermelho-Amarelo sob pastagem e cultivo anual. **Ciência & Prática**, Lavras, v. 7, p. 48-57, 1983.

ALVES, L. R.; TESSARO, I. C.; CASSINI, A. S. Estudo da biodegradabilidade de chorume de aterro sanitário. In: SEMINÁRIO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA, Porto Alegre, out. 2010. **Anais...** Porto Alegre: UFGS, 2010.

AMARAL, A. S.; ANGHINONI, I.; DESCHAMPS, F. C. Resíduos de plantas de cobertura e mobilidade dos produtos da dissolução do calcário aplicado na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 115-123, 2004.

ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Qualidade da matéria orgânica e estoques de carbono e nitrogênio em latossolo tratado com biossólido e cultivado com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 29, p. 803-816, 2005.

ANDRADE, S. M. A. **Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2002.

ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**. Curitiba: SANEPAR, 1999.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S. Gestão pública do uso agrícola do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 281-312.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, p. 927-938, 2000.

APHA / AWWA / WEF STANDARD METHODS. **Standard methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22.ed. Greenberg: Centennial Edition, 2005.

ARCHER, J. R. **'The application of Atterberg limits to agricultural soils.'** Shardlow, UK: ADAS, 1969.

ARVIDSSON, J. Influence of soil texture and organic matter content on bulk density, air content, compression index and crop yield in field and laboratory experiments. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 49, p. 159-170, 1998.

ASHBURNER, J. E.; SIMS, B. G. **Elementos de diseño del tractor y herramientas de labranza**. San José: IICA, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 6459**: Método de ensaio para determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 1984a.

\_\_\_\_\_. **NBR 7180**: Método de ensaio para determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984b.

\_\_\_\_\_. **NBR 6508**: Método de ensaio para a determinação de massa específica dos solos. Rio de Janeiro, 1982.

\_\_\_\_\_. **NBR 7181**: Método de ensaio para análise granulométrica de solo. Rio de Janeiro, 1984c.

\_\_\_\_\_. **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: Procedimento. Rio de Janeiro, 1984c.

\_\_\_\_\_. **NBR 10004**: Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro. 2004.

ASSOULINE, S.; TAVARES FILHO, J.; TESSIER, D. Effect of compaction on soil physical and hydraulic properties: Experimental results and modeling. **Soil Science Society of América Journal**, Madison, v. 61, p. 390-398, 1997.

AZEVEDO, A. C.; BONUMÁ, A. S. Partículas coloidais, dispersão e agregação em Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 34, p. 609-617, 2004.

AZEVEDO, R. F. **Aterros sanitários**. In: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 2, Viçosa, 2002. **Anais...** Viçosa: ABES, ABAS, DEA/UFV, 2002. p. 39-87.

BABCOCK, K. L. Theory of chemical properties of soil colloidal systems at equilibrium. **Hilgardia**, Berkeley, v. 34, p. 417-542, 1963.

BALDOCK, J. A.; SKJEMSTAD, J. O. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic material against biological attack. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 31, p. 697-710, 2000.

BALESDENT, J.; CHENU, C.; BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, p. 215-230, 2000.

BARBER, R. G.; ROWELL, D. L. Charge distribution and the cation exchange capacity of an iron-rich kaolinitic soil. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 23, p. 135-146, 1972.

BARBOSA, G. M. C.; MITSIOS, I. K.; GOLIA, E. Condutividade hidráulica saturada e não saturada de latossolo vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 403-407, 2004.

BARBOSA G. M. C.; TAVARES J. Uso agrícola do lodo de esgoto: influência nas propriedades químicas e físicas do solo, produtividade e recuperação de áreas degradadas. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 27, n. 4, p. 565-580, out./dez. 2006.

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; FONSECA, I. C. B. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho eutroférico após aplicação por dois anos consecutivos de lodo de esgoto. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p.1501-1505, 2002.

BARNES, K. K.; CARLETON, W. M.; TAYLOR, H. M.; THROCKMORTON, R. I.; VANDEN BERG, G. E. **Compaction of agricultural soils**. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1971.

BARONE, F. S. **Determination of diffusion and adsorption coefficients for some contaminants in clayey soil and rock**: laboratory determination and field evaluation. 1989. Thesis (Ph. D. Thesis) - University of Western Ontario, Ontario, Canada.

BARROS, D. A. S.; PEIXOTO, J. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; MELO, E. E. C. Conteúdo de nitrogênio e produção de biomassa em milho e feijoeiro em solos submetidos a doses de lodo de esgoto. In: FERTBIO, 3., Rio de Janeiro, 2002. **Resumos...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. (CD-ROM).

BAUMGARTL, T.; HORN, R. Effect of aggregate stability on soil compaction. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 19, p. 203-213, 1991.

BAVER, L. D. **Soil physics**. 3. ed. New York: John Wiley, 1966.

BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. **Soil physics**. 4. ed. New York: John Wiley & Sons, 1972.

BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas conservacionistas de manejo de solos**. 1996. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, p. 105-112, 1997.

BENITES, V. M.; MENDONÇA, E. S. Propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo influenciadas pela adição de diferentes fontes de matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 22, n. 2, p. 215-221, 1998.

BERNARDO, S. **Manual de irrigação**, Viçosa: UFV, 1989.

BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J. A.; LEITE, D.; AMARAL, A. J.; ZOLDAN JÚNIOR, W. A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas comparadas às do campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 155-163, 2004.

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

BESNARD, E.; CHENU C.; BALESSENT, J.; PUGET, P.; ARROUAYS, D. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 47, p. 495-503, 1996.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.

BEUTLER, A. N.; CENTURION, J. F.; SOUZA, Z. M.; ANDRIOLI, I.; ROQUE, C. G. Retenção de água em dois tipos de Latossolos sob diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, p.829-834, 2002.

BICKI, T. J.; SIEMENS, J. C. Crop response to wheel traffic soil compaction. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, Philadelphia, v. 34, p. 909-913, 1991.

BIGHAM, J. M.; GOLDEN, D. C.; BUOL, S. W.; WEED, S. B.; BOWEN, L. H. Iron mineralogy of well-drained Ustisols and Oxisols: II Influence on color, surface area, and phosphate retention. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 42, p. 825-830, 1978.

BILA, D. M. **Aplicação de processos combinados no tratamento do chorume**. 2000. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. São Paulo: Freitas Bastos, 1989.

BRAIDA, J. A. **Matéria orgânica e resíduos vegetais na superfície do solo e suas relações com o comportamento mecânico do solo sob plantio direto**. 2004. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; VEIGA, M.; REINERT, D. J. Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio Proctor. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 30, p. 605-614, 2006.

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

BRITO, L. M.; FERNADES, A. S.; TORRES, A. M.; AMARO, A. L. Influência da dose de um composto de sólidos de chorume na produção de milho silagem. **Pastagens e Forragens**, Elvas, v. 28, p. 169-180, 2007.

BROWN, S.; ANGLE, J. S.; CHANEY, R. L. Correction of limed biosolid induced manganese deficiency on a long term field experiment. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 26, p. 1375-1384, 1997.

BUCKMAN, H. O.; BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1976.

BUCKS, D. A.; NAKAYAMA, F. S.; GILBERT, R. G. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 2, p. 149-162, 1979.

BURLE, M. L.; MIELNICZUK, J.; FOCCHI, S. Effect of cropping systems on soil chemical characteristics, with emphasis on soil acidification. **Plant Soil**, The Hague, v. 190, p. 309-316, 1997.

CAIRES, E. F.; CORRÊA, J. C. L.; CHURKA, S.; BARTH, G.; GARBUIO, F. J. Surface application of lime ameliorates subsoil acidity and improves root growth and yield of wheat in an acid soil under no-till system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 63, p. 502- 509, 2006.

CAIRES, E. F.; FELDHAUS, I. C.; BLUM, J. Crescimento radicular e nutrição da cevada em função da calagem e aplicação de gesso. **Bragantia**, Campinas, v. 60, p. 213-223, 2001.

CAIRES, E. F.; KUSMAM, M. T.; BARTH, G.; GARBUIO, F. G.; PADILHA, J. M. Alterações químicas do solo e resposta do milho à calagem e aplicação de gesso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 125-136, 2004.

CALEGARI, A. **Sequestro de carbono, atributos físicos e químicos em diferentes sistemas de manejo em um latossolo argiloso do sul do Brasil**. 2006. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

CALEGARI, A.; CASTRO FILHO, C.; TAVARES FILHO, J.; RALISCH, R.; GUIMARÃES, M. F. Melhoria da agregação do solo através do sistema plantio direto. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 27, p. 147-158, 2006.

- CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; VIDOR, C. Nitrogênio orgânico do solo. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p.117-137.
- CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. **Compactação do solo e desenvolvimento de plântulas**. Piracicaba: ESALQ, 1997.
- CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S.; BERTON, R. S.; TEÓFILO SOBRINHO, J. **Características físicas de solo que recebeu vinhaça**. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas, 1988. (Boletim Científico,14).
- CAMILOTTI, F.; ANDRIOLI, I.; MARQUES, M. O.; SILVA, A. R.; TASSO JUNIOR, L. C.; NOBILE, F. O. Atributos físicos de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar após aplicação de lodo de esgoto e vinhaça. **Engenharia Agrícola**, Sorocaba, v. 26, p. 738- 747, 2006.
- CAMPOS, B. C.; REINERT, D. J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 19, p. 121-126, 1995.
- CAÑASVERAS, J. C.; BARRÓN, V.; DEL CAMPILLO, M. C.; TORRENT, J.; GÓMEZ, J. A. Estimation of aggregate stability indices in Mediterranean soils by diffuse reflectance spectroscopy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 158, n.1-2, p. 78-84, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001670610900281X>>. Acesso em: 25 jan. 20012.
- CAPUTO, H. P. **Mecânica dos solos e suas aplicações: fundamentos**. 6. ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 2000. v. 1.
- CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 3, p. 99-105, 1990.
- CARVALHO, A. L.; MATOS, A. T.; HAMAKAWA, P. J.; AZEVEDO, R. F. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 14, n. 2, p. 131-138, 2006.
- CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JÚNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 2000.
- CARVALHO-PUPPATTO, J. G.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo, crescimento radicular e produtividade do arroz com a aplicação de escórias. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 1213-1218, 2004.
- CASTRO FILHO, C.; LOGAN, T. J. Liming effects on the stability and erodibility of some Brazilian Oxisols. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 55, p. 1407-1413, 1991.

\_\_\_\_\_. Soil aggregation mechanisms affected by liming. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 16., Montpellier, 1998. **Proceedings...** Montpellier: ISSS, 1998. CD-ROM.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados do solo em função de sistema de plantio, rotações de culturas, preparo da amostra e teor de matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 22, p. 527-538, 1998.

CAVALLARO, N.; PADILLA, N.; VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 156, p. 63-70, 1993.

CENTURION, J. F.; BEUTLER, A. N.; SOUZA, Z. M. Physical attributes of kaolinitic and oxidic oxisols resulting from different usage systems. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 47, p. 725-732, 2004.

CENTURION, J. F.; FREDDI, O. S.; ARATANI, R. G.; METZNER, A. F. M.; BEUTLER, A. N.; ANDRIOLI, I. Influência do cultivo da cana-de-açúcar e da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de Latossolos vermelhos, **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Campinas, v. 31, p. 199-209, 2007.

CERATO, A. **Influence of surface area on geotechnical characteristics of fine-grained soils**. A MS Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Master of Science Degree, University of Massachusetts, Amherst. 2001.

CERRI, C. C.; FELLER, C.; CHAUVEL, A. Evolução das principais propriedades de um Latossolo Vermelho- Escuro após desmatamento e cultivo por doze e cinquenta anos com cana-de-açúcar. **Cahiers Orstom**, Bondy, v. 26, p. 37-50, 1991. (Série Pédologie)

CHAVES, L. H. G.; MENINO, I. B.; ARAUJO, I. A.; CHAVES, I. B. Avaliação da fertilidade dos solos das várzeas do município de Sousa, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 2, n. 3, p. 262-267, 1998.

CHEN, P. H.; WANG, C. Y. Investigation into Municipal waste leachate in the unsaturated zone of red soil. **Environment International**, New York, v. 23, n. 2, p. 237-245, 1997.

CHIAN, E. S. K.; DEWALLE, F. B. Sanitary landfill leachates and their treatment. **Journal Environmental Engineering Division**, New York, v. 102, p. 411-431, 1976.

CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; ERNANI, P. R.; FONTOURA, S. M. V.; ALBUQUERQUE, J. A.; WOBETO, C. Acidificação de um Latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, p.1055 -1064, 2002.

CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; ERNANI, P. R.; FONTOURA, S. M. V.; WOBETO, C.; ALBUQUERQUE, J. A. Manejo da calagem e os componentes da acidez de Latossolos Bruno em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 317-326, 2004.

CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; ERNANI, P. R.; ALBUQUERQUE, J. A. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 6, p. 1161-1164, nov./dez. 2003.

CLAPP, C. E.; SATARCK, S. A.; CLAY, D. E.; CARSO, H. E. Sewage sludge organic matter and soil properties. In: CHEN, Y. E.; ARNI MELEICH, Y. (Ed.). **The role of organic matter in modern agriculture**. Dorchecht: Kluwer, 1986. p.209-248.

CLARETO, C. R. **Tratamento biológico de líquidos percolados gerados em aterros sanitários utilizando reator anaeróbio compartimentado**. 1997. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

COLEMAN, D. C.; OADES, J. M.; UEHARA, G. **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii, 1989.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução 357, de 17/03/05**. Classificação dos corpos d'água e padrões para o lançamento de efluentes. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

CORREA, J. C. Efeito de sistemas de cultivo na estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo em Querência, MT. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 2, p. 203-209, 2002.

\_\_\_\_\_. Limites de consistência de solos da Amazônia Central e sua importância agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 17, p. 917-921, 1982.

CORREA J. C.; BULL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; FERNANDES, D. M.; PERES, M. G. M. Aplicação superficial de diferentes fontes de corretivos no crescimento radicular e produtividade da aveia preta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 32, p. 1538-1590, 2008a.

CORREA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MAUAD, M.; MARCELINO, M. Correção da acidez e mobilidade de íons pela aplicação superficial de escória de aciaria, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 1307-1317, 2007.

CORREA, J. C.; BULL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MORAES, M. H. Alteração de atributos físicos em latossolo com aplicação superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 33, p. 263-272, 2009.

CORREA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; TECCHIO, M. A. Aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário na cultura da soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p. 1209-1219, 2008b.

CURY, B. **Guia para plantio direto**. Ponta Grossa: Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha, 2000.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; DENARDIN, N. D. Calagem compacta solos? Fatos e hipóteses. In: SIMPÓSIO ROTAÇÃO SOJA MILHO NO PLANTIO DIRETO, 2., Piracicaba, 2001. **Anais...** Piracicaba, FEALQ, 2001. CD-ROM.

DESCHAMPS, C.; FAVARETTO, N. Efeito do lodo complementado com fertilizante mineral na produtividade e desenvolvimento da cultura do feijoeiro e do girassol. **Sanare**: Revista Técnica da Sanepar, Curitiba, v. 8, p. 33-38, 1997.

DEXTER, A. R.; RICHARD, G.; ARROUAYS, D.; CZYZ, E. A.; JOLIVET, C.; DUVAL, O. Complexed organic matter controls soil physical properties. **Geoderma**, Amsterdam, v. 144, p. 620–627, 2008.

DÌAZ-ZORITA, M.; GROSSO, G. A. Effect of texture, organic carbono and water retention on the compactability of soil from Argentinean pampas. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, n. 1, p. 121-126, 2000.

DIXON, J. B. Kaolin and serpentine group minerals. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (Ed.). **Minerals in soils environments**. 2. ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 439-525.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. C.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-21.

DUXBURY, J. M.; SMITH, M. S.; DORAN, J. W. **Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients**. In: COLEMAN, D. C.; OADES, J. M.; UEHARA, G. (Ed.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii Press, 1989. p. 33-68.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E. **Standard Methods**: for the examination of water & wastewater. London: American Water Works Association, 2005.

EBERHARDT, D. N.; VANDRAME, P. R. S.; BECQUER, T.; GUIMARÃES, M. F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em Latossolos sob pastagens no cerrado. **Revista Brasileira da Ciencia do Solo**, Campinas, v. 32, p. 1009-1016, 2008.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, Oxford, v. 22, p. 269-282, 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997.

\_\_\_\_\_. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2006. 306p.

\_\_\_\_\_. Sistema brasileiro de classificação de solos. **Brasília, Embrapa Produção de Informação**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999.

EPSTEIN, E. Effect of sewage sludge on some soil physical properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 4, p. 139-142, 1975

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**, Madison, v. 5, p. 422-426, 1976.

ERNANI, P. R.; NASCIMENTO, J. A. L.; OLIVEIRA, L. C. Increase of grain and green matter of corn by liming. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 22, p. 275-280, 1998.

FASSBENDER, H. W. **Química de suelos**. Turrialba: IICA, 1975.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V.; JÜRGENSEN, D. I- Produção e características dos bio sólidos. In: PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: Prosab, 1999a. p.16-25.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; TEDESCO, M. J.; BISSANI, C. A. Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduo de curtume e carbonífero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 755-763, 2003.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C.; LIMA, P. Z. M. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do Estado do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., João Pessoa, 2001. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 26-34.

FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURTI, N. Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de Latossolos da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, p. 515-523, 1999b.

FEY, M. W.; Le ROUX, J. Electric charges on sesquioxidic soil clays. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 40, p. 359-364, 1976.

FIDALSKI, J.; TORMENA, C. A. Dinâmica na calagem superficial em um Latossolo Vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 29, p. 235 - 247, 2005.

FIGUEIREDO, L. H. A.; DIAS JUNIOR, M. S.; SANTOS, G. A.; BUENO FILHO, J. S. S. Efeitos dos manejos do solo na densidade do solo máxima e umidade ótima de um Latossolo roxo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 12., Fortaleza, 1998. **Anais...** Fortaleza: SBCS, 1998. p. 294-295.

FONTES, M. P. F. Carga elétrica superficial de partículas do solo. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., Águas de Lindóia, 1996. **Anais...** Águas de Lindóia: Sociedade Latinoamericana de Ciência do Solo, 1996. (CD-ROM)

FONTES, M. P. F.; CAMARGO, O. A.; SPOSITO G. Eletroquímica das partículas em solos altamente intemperizados. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 627-646, jul./set. 2001.

FONTES, M. P. F.; GJORUP, G. B.; ALVARENGA, R. C.; NASCIF, P. G. S. Calcium salts and mechanical stress effects on waterdispersible clay of Oxisols. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 59, p. 224-227, 1995.

FONTES, M. P. F.; WEED, S. B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 72, p. 37-51, 1996.

FORSYTHE, W. **Física de suelos**: manual de laboratório. San José, Costa Rica: IICA, 1975.

\_\_\_\_\_. **Manual de laboratório de física de suelos**. San José: IICA, 1985.

FOSTER, R. C. Localization of organic materials in situ in ultrathin sections of natural soil fabrics using cytochemical techniques. In: BISDOM, E. B. A. (Ed.). **International working group on submicroscopy**. Wageningen: The Netherlands, 1981. p. 309-319.

FRANCHINI, J. C.; GONZALEZ-VILA, F. J.; CABRERA, F.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A. Rapid transformations of plant water soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. **Plant and Soil**, The Hague, v. 231, p. 55-63, 2001.

FRANCHINI, J. C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica de íons em solo ácido lixiviado com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, p. 2267-2276, 1999.

GABAS, S. G. **Avaliação da adsorção de cádmio e chumbo em solo laterítico compactado por meio de extração seqüencial**. 2005. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção do milho em um Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 569-577, 2004.

GARCIA-ORENES, F.; GUERREIRO, C.; MATAIX-SOLERA, J.; NAVARRO-PEDRENO, J.; COMEZ, I.; MATAIX-BENEYTO, J. Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two diferente soils amended with biosolids. **Soils & Tillage Research**, Amsterdam, v. 82, n. 1, p. 65-76, 2005.

GAVANDE, S. A. **Física de suelos**: princípios e aplicaciones. México: Limusa, 1976.

GILLMAN, G. P. The influence of net charge on water dispersible clay and soberb sulphate. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 12, p. 173 - 176, 1974.

\_\_\_\_\_. Using variable charge characteristics to understand the exchangeable cation status of Oxisols. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 22, p. 71 - 80, 1984.

GOBBI, M. A. **Potencialidade do uso do lodo de esgoto como fonte de macronutrientes no cultivo do milho (*Zea mays L.*) no município de Maringá – PR.** 2003. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas. Universidade Estadual Paulista. Botucatu.

GOLDBERG, S.; GLAUBIG, R. A. Effect of saturating cation, pH, and aluminum and iron oxide on the flocculation of kaolinite and montmorillonite. **Clays and Clay Minerals**, New York, v.35, p.220-227, 1987.

GOMES, A. S.; PATELLA, J. F.; PAULETTO, E. A. Efeito de sistemas e tempo de cultivo sobre a estrutura de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo textura média/argilosa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 2, p. 17-21, 1978.

GOMES, L. P.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T; FERNANDES, F.; SILVA, S. C. C. P. Processos e monitoramento da digestão de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUÚNIOR, H. (Coord.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção , geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2006.

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

GOSAI, K.; ARUNACHALAN, A.; DULTA, B. K. Influence of conservation tillage on soil physicochemical properties in a tropical rainfed agricultural system of northeast India. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 105, n. 1, p. 63–71, 2009.

GREENLAND, D. J.; MOTT, C. J. B. Surfaces of soil clay particles. In: GREENLAND, D. J.; HAYES, M. H. B. (Ed.). **The chemistry of soil constituents.** New York: Wiley-Interscience, 1978. p.321-354.

GROHMANN, F.; QUEIROZ NETO, J. P. Efeito da compactação artificial de dois solos limo-argilosos sobre a penetração das raízes de arroz. **Bragantia**, Campinas, v. 25, p. 421-431, 1966.

GUPTA, S. C.; DOWDY, R. H.; LARSON, W. E.; BHUMBLA, D. K.; ABROL, U. P. Effect of sodicity, pH, organic matter and calcium carbonate on the dispersion behavior of soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 137, p. 245-251, 1984.

GUPTA, S. C.; HADAS, A.; VOOHEES, W. B.; WOLF, D.; LARSON, W. E. ; SCHNEIDER, E. C. **Development of quids for estimating the ease of compaction of world soils.** Bet Dagan, Israel: Binational Agric. Res. Development, University of Minnesota, 1985. (Research Report).

HAMADA, J. Estimativas de geração e caracterização de Chorume em Aterros Sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu, 1997. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES – Associação Brás. Eng. Sanitária e Ambiental, 1997.

HARSEN J. Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. **Water Research**, New York, v. 17, p. 699–705, 1983.

HARUVY, N. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide costbenefit analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 66, p. 133-119, 1997.

HELD A. Procesos para el tratamiento de lixiviados de vertederos. **Revista Residuos**, Bilbao-ES, n. 30, maio-jun. 1996.

HELLING, C. S.; CHESTERS, G.; COREY, R. B. Contribution of organic matter and clay to soil cation-exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 23, p. 517-520, 1964.

HILL, R. L.; MEZA-MONTALVO, M. Long-term wheel traffic effects on soil physical properties under different tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 54, p. 865-870, 1990.

HILLEL, D. **Fundamentals of soil physics**. New York: Academic Press, 1980.

\_\_\_\_\_. Hysteresis. In: \_\_\_\_\_. **Soil and water physical principles and processes**. New York: Academic Press, 1972. p. 65-68.

\_\_\_\_\_. **Introduction to soil physics**. San Diego: Academic Press, 1982.

HINRICHS, D. G.; MAZURAK, A. P.; SWANSON, N. P. Effect of effluent from beef feedlots on physical and chemical properties of soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 38, p. 661-663, 1974.

HOHLA, G. N.; JONES, R. L.; HINESLY, T. D. The effect of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of blount silt loam. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 7, p. 559-563, 1978.

HOILIJOKO, T. H.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A. Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. **Water Research**, New York, v. 34, n. 5, p. 1435–1446, 1999.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=1691&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1691&id_pagina=1). Acesso em: 18 fev. 2012.

JACKSON, M. L. Chemical composition of soils. In: BEAR, F. E. (Ed.) **Chemistry of the soil**. New York: American Chemical Society Monograph Series, 1965.

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; PESSOA, S. C. P.; SILVEIRA, C. O. **Levantamento exploratório**: reconhecimento de solos do estado de Alagoas. Recife: Embrapa, Centro de Pesquisas Pedológicas, 1975. (Boletim Técnico, 35).

JORGE, J. A.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Condições físicas de um latossolo vermelho-escuro 4 anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 15, p. 237-240, 1991.

JUCKSCH, I. **Calagem e dispersão de argila em amostra de um latossolo vermelho-escuro**. 1987. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

JUCKSCH, I. **Calagem e dispersão de argila em amostra de um Latossolo Vermelho-Amarelo**. 1987. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

KARATHANASIS, A. D., JOHNSON, D. M. C. Stability and transportability of biosolid colloids through undisturbed soil monoliths. **Geoderma**, Amsterdam, v. 130, n. 3/4, p. 334–345, Feb. 2006.

KELLER, T.; DEXTER, A. R. Plastics limits of agricultural soils as function of soil texture and organic matter content. **Soil Reserch**, v. 50, p.7-17, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1071/SR11174>>. Acesso em: 2 fev. 2013.

KEWU, P.; WENQU, P. Biodegradability enhancement of municipal landfill leachate. **Water Science and Engineering**, Oxford, v. 30, n. 4, p. 89-98, 2008.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985.

\_\_\_\_\_. **Manual de edafologia: relações solo planta**. São Paulo: Ceres, 1979.

KIEHL, E. J.; KINJO, T.; MARCOS, Z. Z. **Caracterização e interpretação das propriedades do solo**. 2. ed. Piracicaba: USP/ESALQ, 1972.

KILBERTUS, G. Etude des microhabitats contenus dans les agrégats de sol, leur relation avec la biomasse bactérienne et la talle des procaryotes présents. **Revue D'Ecologie et de Biologie du Sol**, Montrouge, v. 17, p. 205-215, 1980.

KJELDTSEN, P.; BARTAZ, M. A.; ROOKER A. P.; BAUN A.; LEDIN A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Boca Raton, v. 32, n. 4, p. 297 - 336, 2002.

KOCHHANN, R. A.; DENARDIN, J. E.; BERTON, A. L. **Compactação e descompactação de solos**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2000. (Documentos, 19).

KÖGEL-KNABER, I.; AMELUNG, W.; CAO, Z.; FIELDLER, S.; FRENZEL, P.; JANH, R.; KALBITZ, K.; KÖLB, A.; SCHLOTTER, M. Biogeochemistry of paddy soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 157, n. 1/2, p. 1-14, Jun. 2010.

KONRAD, E. E.; CASTILHOS, D. D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrentes da adição de lodos de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, p. 257-265, 2002.

KONZEN, E. A.; MENEZES, J. F. S.; ALVARENGA, R. C.; ANDRADE, C. L. T.; PIMENTA, F. F.; PEREIRA, S. Monitoramento Ambiental do uso de dejetos líquidos de suínos como insumo na agricultura: efeito de doses na produtividade de milho. In: CONGRESSO NACIONAL DE MILHO E SORGO, 24., Florianópolis, 2002. **Anais...** Florianópolis: Embrapa Milho e Sorgo, 2002. p. 1-5.

KRETZCHMAR, R.; ROBARGE, W. P.; WEED, S. B. Flocculation of kaolinitic soil clays: effect of humic substances and iron oxides. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 57, p. 1277-1283, 1993.

LARSON, W. E.; BLAKE, G. R.; ALLMARAS, R. R.; VOORHEES, W. B.; GUPTA, S. C. **Mechanics and related processes in structured agricultural soils**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1989. v. 172.

LEBERT, M.; HORN, R. A method to predict the mechanical strength of agricultural soils. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 19, p. 274 -286, 1991.

LEITE, A. L. **Migração de íons inorgânicos em alguns solos tropicais com ênfase nos processos de sorção e difusão molecular**. 2001. Tese (Doutorado) – USP, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

LEVY, G. J.; TORRENTO, J. R. Clay dispersion and macroaggregate stability as affected by exchangeable potassium and sodium. **Soil Science**, Baltimore, v. 160, p. 352-358, 1995.

LEVI-MINZI, R.; RIFFALDI, R.; SAVIOZZI, A. Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 31, p. 325-335, 1990.

LIMA, C. L. R.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; SUZUKI, E. A. S. Compressibilidade de um Argissolo sob sistema plantio direto escarificado e compactado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, p. 1765-1772, 2006.

LINDSAY, B. J.; LOGAN, T. J. Field response of soil physical properties to sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 3, p. 534-542, 1998.

LOBO, F. T.; GRASSI FILHO, H. Níveis de lodo de esgoto na produtividade do girassol. **Revista de la Ciencia del Suelo Nutrición Vegetal**, Botucatu, v. 7, n. 3, p. 16-25, 2007.

LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H.; SA, R. O.; BARBOSA L. Manejo da adubação nitrogenada na cultura do girassol avaliando os parâmetros de produtividade e qualidade de óleo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANTAS OLEAGINOSAS, ÓLEOS, GORDURAS E BIODISEL, 3., Lavras, 2006. **Anais...** Lavras: UFLA, 2006.

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**, Madison, v. 25, p. 153-161, 1996.

LOGAN, T. J.; LINDSAY, B. J.; GOINS, L. E.; RYAN, J. A. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p. 534-550, 1997.

LOHER R. A. **Pollution control for agriculture**. New York: Academic Press, 1984.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. **Interpretações de análise do solo**: conceitos e operações. São Paulo: Associação Nacional Para a Difusão de Adubos, 1992. (Boletim Técnico, 2).

\_\_\_\_\_. **Uso eficiente de fertilizantes e corretivos agrícolas: aspectos agrônômicos**. 2. ed. São Paulo: Associação Nacional Para a Difusão de Adubos, 1992. (Boletim Técnico, 4).

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 175-187, 2004.

LU, G.; SAKAGAMI, K.; TANAKA, H.; HAMADA, R. Role of soil organic matter in stabilization of water-stable aggregates in soils under different types of land use. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 44, p. 147-155, 1998.

MALAVOLTA, E.; DANTAS, J. P. Nutrição e adubação do milho. In: PATERNIANI, E.; VIEGAS, G. D. (Ed.). **Melhoramento e produção do milho**. 2. ed. Campinas: Fundação Cargill, 1987. p. 541-593.

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

MALTA, T. S. **Aplicação de lodos de estações de tratamento de esgotos na agricultura**: estudo do caso do município de Rio das Ostras - RJ. 2001. Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro.

MARCIANO, C. R. **Incorporação de resíduos urbanos e as propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho-Amarelo**. 1999. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura. Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba.

MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; FONSECA, S. P. P. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 3., 2003, Viçosa. **Anais...** Viçosa: ABES-MG, 2003. p. 25-79.

MATOS A. T.; CARVALHO, A. L.; AZEVEDO I. C. D D. A. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos. **Revista brasileira de Engenharia agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 4, p. 435-440, 2008.

\_\_\_\_\_. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 4, p. 435 - 440, 2008.

MATOS, A. T.; EUSTÁQUIO JÚNIOR, V.; PEREIRA, P. A.; MATOS, M. P. Tratamento de água para reuso no descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa - MG, v. 15, n. 2, p. 173-178, 2007.

MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N.; FREITAS, S. P.; VIDIGAL, S. M.; GARCIA, N. C. P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 44, n. 254, p. 399-410, 1997

MATOS, F. M.; SILVA, D. F.; ANDRADE, C. L. T.; ALVES, M. E. B.; CONCEIÇÃO, O. P. Uso de dejetos líquidos de suínos na melhoria das condições físico-hídricas do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 33., 2011, Uberlândia, MG. **Anais...** Uberlândia: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2011.

MATTHEWS, P. Sustainability in biosolids management. **Water Science Technology**, Oxford, v. 38, p. 97-102, 1998.

McBRIDE, M. B. Surface chemistry of soil minerals. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. **Minerals in soil environments**. 2. ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 35-88. (Series, 1).

McBRIDE, R. A. Soil consistency: upper and lower plastic limits. In: CARTER, M. R.; GREGORICH, E. G. (Eds.). **Soil sampling and methods of analysis**. 2<sup>nd</sup>. Boca Raton, FL: CRC Press, 2008. Cap. 58, p.761-769.

MELLO, F. A. F.; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C.; MEURER, E. J.; RHENHEIMER, D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de superfície. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Gênese, 2000. 174p.

MELLO, J. C. A.; VILLAS-BOAS, R. L.; LIMA, E. V.; CRUSCIOL, C. A. C.; BÜLL, L. Alterações nos atributos químicos de um Latossolo Distroférrico decorrentes da granulometria e doses de calcário em sistemas plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 553-561, 2003.

MELO, V. P. **Propriedades químicas e disponibilidade de metais pesados para a cultura do milho em dois latossolos que receberam a adição de biossólido**. 2002. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Produção Vegetal) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal.

MELO, V. P.; BEUTLER, A. N.; SOUZA, Z. M.; CENTURION, J. F.; MELO, W. J. Atributos físicos de Latossolos adubados durante cinco anos com biossólido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 67-72, 2004.

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, 2000. p.109-141.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V. P. O uso agrícola do biossólido e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. P.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo, SABESP, 2001. p. 289-363.

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

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO

BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Anais...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.

MESQUITA FILHO, M. V.; TORRENT, J. Phosphate sorption as related to mineralogy of a hydrosequence of soils from the Cerrado region (Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 58, p. 107-123, 1993.

METZER, L.; YARON, B. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. **Soil Science**, Baltimore, v. 7, p. 141-163, 1987.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 3. ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006.

MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. Poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E.J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000. p.151-167.

MITCHELL, J. K. **Fundamentals os Soil Behavior**. New York, NY: John Willey and Sons Inc., 1976.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; FRACHINI, J. C. Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, v. 92, p. 1-8, 2000.

MORAES, W. V. **Comportamento de características e propriedades físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro, submetido a diferentes sistemas de cultivos**. 1984. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Lavras, Lavras.

MORAIS J. L.; SITORI C.; ZAMORA P. G. Emprego de processos oxidativos avançados visando o aumento da biodegradabilidade de chorume de aterro sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL – ICTR, 1., Florianópolis, 2004. **Anais...** Florianópolis: ICTR, 2004.

MORELLI, M.; FERREIRA, E. B. Efeito do carbonato de cálcio e do fosfato diamônico em propriedades eletroquímicas e físicas de um Latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 11, p. 1-6, 1987.

MOTTA, P. E. F.; CURI, N.; SIQUEIRA, J. O., VAN RAIJ, B.; FURTINI NETO, A. E.; LIMA, J. M. Adsorção e formas de fósforo em latossolos: influência da mineralogia e histórico de uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, n. 2, 2002.

MOURA FILHO, W.; BUOL, S. W. Studies of a Latosol Roxo( Estrustox) ins Brazil, Clay Mineralogy. **Experiential**, Viçosa, v. 13, p. 218-234, 1972.

MOZER, G. I. F. **Estudo da nitrificação de líquido lixiviado de aterro sanitário utilizando sistema de lagoa aerada e lodos ativados**. 2003. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo.

MUNNER, M.; OADES, J. M. The role of Ca-organic interactions in soil aggregate stability. III. Mechanisms and models. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 29, n. 2, p. 411-423, 1989.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 385-392, 2004.

NASCIMENTO FILHO, I.; MUHLEN VON, C.; CARAMÃO, E. B. Estudo de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por EFS e CG/EM. **Quimica Nova**, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 554-556, 2001.

NAVAS, A.; BERMÚDEZ, F.; MACHÍN, J. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 87, p. 123-135, 1998.

NETTLETON, W. D.; BRASHER, B. R. Correlation of clay minerals and properties of soils in the Western United States. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 47, n. 4, p. 1032-1036, 1983.

NGUETNKAM, J. P.; SULTZ, S. Soil degradation in Central North Cameroon: Water-dispersible clay in relation to surface charge in Oxisol A and B horizons. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 113, n. 1, p. 38 - 47, 2011.

OADES, J. M. An introduction to organic matter in mineral soils. In: DIXON, J. B. E.; WEED, S. B. (Ed.). **Minerals in soil environments**. 2. ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 89-160.

\_\_\_\_\_. Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. **Plant Soil**, The Hague, v. 76, p. 319-337, 1984.

OADES, J. M.; GILLMAN, G. P.; UEHARA, G. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. In: COLEMAN, D. C.; OADES, J. M.; UEHARA, G. (Ed.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii, 1989. p. 69-95.

ODELL, R. T.; THORNBURN, T. H.; MCKENZIE, L. J. Relationship of atterberg limits to some other properties of Illinois soils. **Proceedings of the Soil Science Society of America**, Madison, v. 24, n. 4, p.297-300, 1960.

OLIVEIRA, F. C. 2000. **Disposição de resíduos orgânico e composto de lixo urbano num latossolo vermelho amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

OLIVEIRA, F. C.; MATIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, p. 505-519, 2002a.

OLIVEIRA, G. C.; DIAS JÚNIOR, M. S.; VITORINO, A. C. T.; FERREIRA, M. M.; SÁ, M. A. C.; LIMA, J. M. Agitador horizontal de movimento helicoidal na dispersão mecânica de amostras de três Latossolos do sul e campos das vertentes de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 26, p. 881-887, 2002b.

OLIVEIRA, J. B. **Pedologia aplicada**. 3. ed. Piracicaba: FEALQ, 2008.

OLIVEIRA, M.; CURI, N.; FREIRE, J. C. Influência do cultivo na agregação de um Podzólico Vermelho-Amarelo textura média/argilosa (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, p. 317-322, 1983.

OLIVEIRA, V. S. **Compactação em solos coesos dos tabuleiros costeiros de Alagoas**. 2008. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

OLIVEIRA JÚNIOR, R. C.; VALENTE, M. A.; RODRIGUES, T. E.; SILVA, J. M. L. Caracterizações físico-hídricas de cinco perfis de solos do nordeste paranaense. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., Águas de Lindóia, 1996. **Anais...** Águas de Lindóia: SBCS, 1996. CD-ROM.

ÖREN, A. H.; KAYA, A. Some engineering aspects of homoionized mixed clay minerals. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 84, p. 85-98, 2003.

PÁDUA, T. R. P.; SILVA, C. A.; MELO, L. C. A. Calagem em Latossolo sob influência de coberturas vegetais: neutralização da acidez. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 30, p. 869-878, 2006.

PAES, R. F. C. **Caracterização do chorume produzido na Aterro de Muribeca – PE**. 2003. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande/PE, Campina Grande.

PAIVA, R. Q.; SOUZA, L. S.; RIBEIRO, A. C.; COSTA, L. M. Propriedades físico-hídricas de solos de uma topossequência de tabuleiro do estado da Bahia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 11, p. 2295-2302, nov. 2000.

PAVAN, M. A.; BINGHAM, F. T.; PRATT, P. F. Toxicity of aluminum to coffee (*Coffea arabica* L.) in Ultisols and Oxisols amended with amended with  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{MgCO}_3$  and  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ . **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 46, p. 1201-1207, 1982.

PAVAN, M. A.; ROTH, C. H. Effect of lime and gypsum on chemical composition of runoff and leachate from samples of a Brazilian Oxisol. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 44, p. 391-394, 1992.

PAVINATO, P. S. **Dinâmica do fósforo no solo em função do manejo e da presença de resíduos em superfície**. 2007. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

PETERSEN, G. W.; CUNNINGHAM, R. L.; MATELSKI, R. P. Moisture characteristics os Pennsylvania soils. II. Soil factors affecting moisture retention within a textural

class-Silt Loam. **Soil Science Society American Proceedings**, Madison, v. 32, n. 6, p. 866-870, 1968.

POCKNEE S.; SUMNER M. E. Cation and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, p. 86–92, 1997.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate from domestic waste in landfill sites**. Atlanta: Georgia Institute of Technology, School of Civil Engineering, 1985.

PRADO, R. M.; FERNANDES, F. M. Efeito residual da escória de siderurgia como corretivo da acidez do solo na soqueira da cana de açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 287-296, 2003.

PREVEDELLO, C. L. **Física do solo com problemas resolvidos**. Curitiba: Salesward-discovery, 1996.

QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo do Paraná, 2000.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, A. F. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas forrageiras em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004.

QUINTANA, N. R. G.; CARMO, M. S.; MELO, W. J. Valor agregado ao lodo de esgoto. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 24, n. 1, p. 121-129, 2009.

RAGHAVAN, G. S. V.; ALVO, P.; MCKYES, E. Soil compaction in agriculture: A view toward managing the problem. **Advanced Soil Science**, New York, v. 11, p. 1-35, 1990.

RAMOS, L. A.; NOLLA, A.; KORNDÖRFER, G. H.; PEREIRA, H. S.; CAMARGO, M. S. Reatividade de corretivos da acidez e condicionadores de solo em colunas de lixiviação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 30, p. 849-857, 2006.

RANDO, E. M.; ANDRADE, H.; FREIRE, J. C. Alterações na consistência e textura de um Latossolo Roxo distrófico, ocasionadas pelo cultivo convencional. **Ciência & Prática**, Lavras, v. 5, p. 40-47, 1981.

RASHAD, M.; DULTZ, S.; GUGGENBERGER, G. Dissolved organic matter release and retention in an alkaline soil from the Nile River Delta in relation to surface charge and electrolyte type. **Geoderma**, Amsterdam, v. 158, n. 3-4, p. 385 – 391, 2010

RENGASAMY, P.; GREENE, R. S. B.; FORD, G. W. The role of clay fraction in the particle arrangements and stability of soil aggregates: a review. **Clay Research**, New Delhi, v. 3, p. 53-67, 1984.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 150, n. 3, p. 468–93, 2008.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia**: base para distinção de ambientes. Viçosa, MG: NEPUT, 1999.

ROCHA, G. N.; GONÇALVES, J. L. M.; MOURA, I. M. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biosólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 623-639, 2004.

RODELLA, A. A. **Métodos de avaliação de materiais orgânicos e efeitos de sua incorporação ao solo sobre a mobilização de macronutrientes**. 1996. Tese (LivreDocência) – Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.

ROSA JR., E. J. **Efeito de sistemas de manejo e tempo de uso sobre características físicas e químicas de dois solos de Ponta Porã**. 1984. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E. J. Disruption of soil aggregates by varied amounts of ultrasonic energy in fractionation of organic matter of a clay Latosol: carbon, nitrogen, and S <sup>13</sup>C distribution in particle-size fractions. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 51, p. 445-454, 2000.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E. J.; VASCONCELLOS, C. A. Soil organic matter dynamics in density and particle-size fractions as revealed by <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C isotope ratio in a cerrado Oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 104, p. 185-202, 2001.

ROSS, C. A.; AITA, C.; CERETTA, C. A.; FRIES, M. R. Utilização de lodo de esgoto como fertilizante: efeito imediato no milho e residual na associação de aveia + ervilhaça. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 23., Santa Maria, 1990. **Resumos...** Santa Maria: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1990. p. 20.

ROTH, C. H.; PAVAN, M. A. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 48, p. 351-361, 1991.

SAEG. **Sistema para análises estatísticas**. Versão 9.0. Viçosa, MG: Fundação Arthur Bernardes, 2005.

SALET, R. L. **Dinâmica de íons na solução de um solo submetido ao sistema plantio-direto**. 1994. (Dissertação de Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SANCHEZ, P.; PALM, C. A.; SZOTT, L. T.; CUEVAS, E.; LAL, R. Organic input management in tropical agroecosystems. In: COLEMAN, D.; BOHLOOL, B.; UEHARA, G. (Ed.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii Press, 1989. p. 125 - 152.

SANTOS, A. P. **Efeito da irrigação do efluente de esgoto tratado , rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com capim-Tifton 85.** 2004. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2004.

SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica no solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** Porto Alegre: Gênese, 1999.

SCHJØNNING, P. **Soil mechanical properties of seven Danish soils.** [København?]: Landbrugsministeriet, Statens planteavlsvforsøg, 1991. (Danish Institute of Agricultural Sciences, Internal Report No. S2176).

SCHOFIELD, R. K.; SAMSOM, H. R. Flocculation of kaolinite due to the attraction of oppositely charged faces. **Discussions of the Faraday Society**, London, v. 18, p. 135-145, 1954.

SCHWERTMANN, U.; HERBILLON, A. J. Some aspects of fertility associated with the mineralogy of highly weathered tropical soils. In: LAL, R.; SANCHES, P. A. **Myths and science of soils of the tropics.** Madison: Soil Science Society of America, 1992. p. 47-59.

SEGATO, L. M. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, 27., Porto Alegre, 2000. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento. In: FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS – RESPONSABILIDADE SOCIAL E MEIO AMBIENTE, 3., 2003, Rio Claro. **Anais...** Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica; 2003. p. 6-7.

SERRANO, M. I. P. **Mineralização, absorção e lixiviação de nitrogênio em povoamentos de Eucalyptus grandis sob cultivo mínimo e intensivo do solo.** 1997. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.

SHETRON, S. G. Distribution of free iron and organic carbon as related to available water in some forested sandy soils. **Soil Science Society American Proceedings**, Madison, v. 38, n. 2, p. 859-862, 1972.

SILVA, A. J. N. **Alterações físicas e químicas de um Argissolo Amarelo Coeso sob diferentes sistemas de manejo com cana-de-açúcar.** 2003. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SILVA, A. J. N.; CABEDA, M. S. V. Compactação e compressibilidade do solo sob sistemas de manejo e níveis de umidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 30, p. 611-617, 2004.

SILVA, A. J. N.; CABEDA, M. S. V.; CARVALHO, F. G. Matéria orgânica e propriedades físicas de um Argissolo Amarelo Coeso sob sistemas de manejo com

cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, p. 579-585, 2006.

SILVA, A. P.; IMHOFF, S.; KAY, B. Plant response to mechanical resistance and air-filled porosity of soils under conventional and no-tillage system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 61, p. 451-456, 2004.

SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L.; CAMARGO, O. A. Influência da compactação nas propriedades físicas de dois Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 10, p. 91-95, 1986.

SILVA, E. M.; LIMA, J. E. F. W.; RODRIGUES, L. N.; AZEVEDO, J. A. Comparação de modelos matemáticos para o traçado de curvas granulométricas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 4, p. 363-370, 2004.

SILVA, E. P.; MOTA S.; AQUINO B. F. Potencial do lodo de esgoto de indústria têxtil como fertilizante agrícola. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1-2, p. 69-76, jan./jun. 2003.

SILVA, F. C.; BOARETO A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI H. B.; PEIXE, 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, v. 36, n. 5, p. 831-840, maio. 2001.

SILVA, F. C.; BOARETO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEIXE, C. A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, metais pesados e produtividade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, p. 1-8, 1998.

\_\_\_\_\_. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal: II aspectos qualitativos, econômicos e práticos de seu uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.26, p.497-503, 2002.

\_\_\_\_\_. Utilização do lodo de esgoto como fonte de fósforo e nitrogênio para milho. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Anais...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.

SILVA, T. O.; MENEZES, R. S. C.; TIESSEN, H.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H.; SILVEIRA, L. M. Adubação orgânica da batata com esterco e/ou *Crotalaria juncea*. I - Produtividade vegetal e estoque de nutrientes no solo em longo prazo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 31, p. 39-49, 2007.

SILVEIRA, G. M. **O preparo do solo**: implementos corretos. Rio de Janeiro: Globo, 1988.

SIMEONI, L. A.; BARBARICK, K. A.; SABEY, B. R. Effect of small-scale composting of sewage sludge on heavy metal availability to plants. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, p. 264-268, 1984.

SINGH, U.; UEHARA, G. Electrochemistry of the double layer: principles and applications to soils. In: SPARKS, D. L. (Ed.) **Soil physical chemistry**. Boca Raton: CRC, 1986. p. 2-38.

SIQUEIRA, C.; LEAL, J. R.; VELLOSO, A. C. X. Eletroquímica de solos tropicais de carga variável: II. Quantificação do efeito da matéria orgânica sobre o ponto de carga zero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 14, p. 13-17, 1990.

SIX, J.; ELLIOT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregation and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1350-1358, 1999.

\_\_\_\_\_. Soil macroaggregate turn-over and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 32, p. 2099-2103, 2000.

SKJEMSTAD, J. O.; LE FEUVRE, R. P.; PREBBLE, R. E. Turnover of soil organic matter under pasture as determined by C natural abundance. **Australian Journal of Soil Research**, Malbourne, v. 28, p. 267-76, 1990.

SLOAN, J. J.; BASTA, N. T. Remediation of acid soils by using alkaline biosolids. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 24, n. 6, p. 1097-1103, 1995.

SMITH C. W.; HADAS, A.; DAN, J.; KOYUMDJISKY, H. SHRINKAGE. Atterberg limits in relation to other properties of principal soil types in Israel. **Geoderma**, Amsterdam, v.35, n.1, p.47-65, 1985.

SMUCKER, A. J. M.; ERICKSON, A. E. Tillage and compactive modifications of gaseous flow and soil aeration. In: LARSON, W. E.; BLAKE, G. R.; ALLMARAS, R. R.; VOORHEES, W. B.; GUPTA, S. C. (Ed.). **Mechanics and related processes in structured agricultural soils**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1989. v. 172, p. 205-221.

SORT, X.; ALCANIZ, J. M. Effects os sewage sludge amendment on soil aggregation. **Land Degradation & Development**, Oxford, v. 10, n. 1, p. 3-12, 1999.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E.; REIN, T. A. **Uso de gesso agrícola nos solos dos cerrados**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1995. p. 20. (Circular Técnica, 32).

SOUSA, H. A.; ROESER, H. M. P.; MATOS, A. T. Métodos e técnicas aplicados à avaliação ambiental do aterro da BR – 040 da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte – MG. **REM: Revista da Escola de Minas**, v. 55, n. 4, p. 291-300, out. 2002

SOUZA, C. S.; OLIVEIRA, F. A.; SILVA, I. F.; AMORIM NETO, M. S. Avaliação de métodos de determinação de água disponível em solo cultivado com algodão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, p. 337-341, 2002.

SOUZA, D. M. G.; LOBATO, E. **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

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

- SOUZA, Z. M.; BEUTLER, A. N.; MELO, V. P.; MELO, W. J. Estabilidade de agregados e resistência à penetração em latossolos adubados por cinco anos por bio-sólidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 29, n. 1, p. 117-127, 2005.
- SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. New York: Academic Press, 1995.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989.
- STARK, S. A.; CLAPP, C. E. Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge in a field experiment. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 9, p. 505-512, 1980.
- STATSOFT STATISTICA: **Data analysis software system**. Version 6. 2001.
- STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. Efeitos de sistema de preparo na compactação do solo, disponibilidade hídrica e comportamento do feijoeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, p. 83-91, 1999.
- STONE, R. J.; EKWUE, E. I. Maximum bulk density achieved during soil compaction as effected by the incorporation of three organic material. **Transaction of the ASAE**, St. Joseph, v. 36, p. 1713-1719, 1993.
- STOOP, W. A. Ion adsorption mechanisms in oxidic soils; implications for point of zero charge determinations. **Geoderma**, Amsterdam, v. 23, p. 303-314, 1980.
- STUMM, W. **Chemistry of the solid-water interface: processes at the mineral-water interface in natural systems**. USA, John Wiley, 1992.
- TAYLOR, H. M. Effects of soil strength on seedling emergence, root growth and crop yield. In: BARNES, K. K.; CARLETON, W. M.; TAYLOR, H. M.; THROCKMORTON, R. I.; VANDENBERG, G. E. (Ed.). **Compaction of agricultural soils**. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1971. p. 292-305.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. Boston: McGraw-Hill, 1993.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. (Boletim Técnico de Solos, 5).
- TEIXEIRA, L. A. J.; TESTA, V. M.; MIELNICZUK, J. Nitrogênio do solo, nutrição e rendimento de milho afetados por sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 18, p. 207-214, 1994.
- \_\_\_\_\_. Características químicas de um podzólico vermelho-escuro afetadas por sistemas de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 107-114, 1992.
- THIMÓTEO, C. M. S.; BENINI, E. R. Y.; MURATA, I. M.; TAVARES FILHO, J. Alterações da porosidade e da densidade de um Latossolo Vermelho Distrófico em

dois sistemas de manejo de solo .**Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 5, p. 1299-1303, 2001.

TRANNIN, I. C. B. **Avaliação agronômica de um bio sólido industrial e de seus efeitos sobre atributos do solo**. 2004. Tese (Doutorado em Agronomia/ Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

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

TRIGUEIRO, R. M. **Uso de bio sólidos como substrato para produção de mudas de pinus e eucalipto**. 2002. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas. Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 2002.

TROUSE JR., A. C. Present knowledge and need for research. In: BARNES, K. K.; CARLETON, W. M.; TAYLOR, H. M.; THROCKMORTON, R. I.; VANDENBERG, G.E. (Ed.). **Compaction of agricultural soils**. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1971. p. 225-240.

TSADILAS, C. D.; MATSI, T.; BARBAYIANNIS, N.; DIMOYIANNIS, D. Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 26, p. 2603-2619, 1995.

TSUTIYA, M. T. Alternativas de disposição final de bio sólidos. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Ed.). **Bio sólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 133-180.

\_\_\_\_\_. Metais pesados: O principal fator limitante para o uso agrícola de bio sólidos das estações de tratamento de esgotos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., Rio de Janeiro, 1999. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 753-761.

UEHARA, G. Agric properties and their signicance to soil classification. In: INTERNATIONAL SOIL CLASSIFICATION WORKSHOP. 8., Rio de Janeiro. 1986. **Proceedings...** Rio de Janeiro: Embrapa/SNLCS, 1988. p. 19-22.

\_\_\_\_\_. (Ed.). **Dynamic of soil organic matter in tropical ecosystems**. Maui, Hawaii: University of Hawaii, 1989

\_\_\_\_\_. Mineral-chemical properties of oxisols. In: INTERNATICONAL SOIL CLASSIFICATION WORKSHOP, 2., Malásia, 1978. **Proceedings...** Bangkok: Division Land Development Department, 1979. p. 45 - 60.

UEHARA, G.; GILLMAN, G. P. Charge characteristics of soils with variable and permanent charge minerals: I Theory. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 250-252, 1980.

\_\_\_\_\_. **The mineralogy, chemistry and physics of tropical soils with variable charge clays**. Boulder: Westview Press, 1981.

USARE, T.; SALEQUZZAMAN, M.; KOBAYASHI, S.; MATSUO, R. Y. I.; SUZUKI, N. Effect of high concentration of organic and inorganic matter in landfill leachate on the treatment of heavy metals in very low concentration level. **Water Science Technology**, Oxford, v. 36, p. 349-356, 1997.

VAN RAIJ, B. Uso agrícola de biossólidos. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BISSÓLIDOS NO MERCOSUL, 1., Curitiba, 1998. **Anais...** Curitiba: ABES, 1998. p.147-151.

VAN RAIJ, B.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 2001.

VAN RAIJ, B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1996. (Boletim técnico, 100).

VAN RAIJ, B.; PEECH, M. Electrochemical properties of some Oxisols and Alfisols of the tropics. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, p. 587-598, 1972.

VASCONCELOS, R. T. B.; CANTALICE, J. R. B.; SILVA A. J. N.; OLIVEIRA, V. S.; SILVA, Y. J. A. B. Limites de consistência e propriedades químicas de um latossolo amarelo distrocoeso sob aplicação de diferentes resíduos da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 34, p. 639-648, 2010.

VELOSO, C. A. C.; BORGES, A. L.; MUNIZ, A. S.; VIEGAS, I. J. M. Efeitos de diferentes materiais no pH do solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 49, p. 123-128, 1992.

VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, S. M.; PÉREZ, D. V. SILVA, C. M. M. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 9, p. 919-926, set. 2005.

VIERIA, L. S.; SANTOS, P. C. T. C.; VIEIRA, M. N. S. **Solos**: propriedade, classificação e manejo. Brasília. MEC/ABEAS. 1988. p.53-61. ( Programa Agricultura nos Trópicos).

WANG, F.; SMITH, D. W.; EL-DIN, M. G. Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment. **Journal of Environmental Engineering Science**, Canadá, v. 2, p. 413-427, 2003.

WARAH, R. **The state of the World's cities**. Nairobi: Urban Waste, 2001. p. 70-71.

WARITH, M.; SHARMA, R. Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills. **Water Quality Research Journal of Canada**, Toronto, v. 33, n. 3, p. 417-37, 1998.

WARKENTIN, B. P. Effects of compaction on content and transmission of water in soils. In: BARNES, K. K.; CARLETON, W. M.; TAYLOR, H. M.; THROCKMORTON, R. I.; VANDENBERG, G. E. (Ed.). **Compaction of agricultural soils**. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1971. p. 126-153.

WELANDER, U. T.; WELANDER, H. T. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. **Water Research**, New York, v. 31, p. 2351–2355, 1997.

WIESMEIER, M.; STEFFENS, M.; KOLBL, A.; KOGEL--KNABNER, I. Degradation and small-scale spatial homogenization of topsoils in intensively-grazed steppes of Northern China. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 104, p. 299 – 310, 2009.

YAN, F.; SCHUBERT, S.; MENGEL K. Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 28, p. 617–624, 1996.

ZHONG, W. H.; CAI, Z. C. Long-term effects of inorganic fertilizers on microbial biomass and community functional diversity in a paddy soil derived from quaternary red clay. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 36, n. 2-3, p. 84-91, 2007.

## **ANEXOS**

## ANEXO A

**Tabela 1** – Variação da granulometria solo 0,2 m ao longo do período de contato com lixiviado de RSU

dias	Granulometria Solo 0,2 m ( g kg <sup>-1</sup> )							
	0	2	4	7	10	26	54	89
areia grossa	0			4,7	4,9	3,6	3,3	2,4
areia média	9,8			10,6	10,9	8,1	7,4	6,8
areia fina	35,1			45,4	44,5	39,3	43,1	38,5
silte	229,0			125,2	230,6	70,3	14,5	66,0
argila	726,1			814,2	709,0	878,6	931,7	886,4
total	1000			1000	1000	1000	1000	1000

**Tabela 2** – Variação da granulometria solo 1,5 m ao longo do período de contato com lixiviado de RSU

dias	Granulometria Solo 1,5 m (g kg <sup>-1</sup> )							
	0	2	4	7	10	26	54	89
areia grossa	1,7	5,8	5,0	5,2	5,3	3,8	2,5	3,6
areia média	5,9	11,1	11,8	8,8	8,9	7,4	6,3	5,2
areia fina	30,4	42,7	48,7	49,3	53,5	44,2	42,4	43,1
silte	204,8	922	106,8	51,0	85,9	53,4	88,1	68,5
argila	757,1	848,3	827,7	885,7	846,4	891,3	860,6	879,7
total	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000

Dados médios de cada análise que serviram de base para os resultados e discussão apresentados na tese

**Tabela 3** – Estatística básico do lixiviado ao longo do tempo de contato

	Valid N	Mean	Minimum	Maximum	Std.Dev.
pH 0,2 m	20	7.3260	5.4100	8.180	0.9080
pH 1,5 m	20	7.2815	5.5900	8.150	0.9102
DBO <sub>5</sub> mgO <sub>2</sub> /L 0,2 m	15	50.5576	5.0645	315.780	77.1250
DBO <sub>5</sub> mgO <sub>2</sub> /L 1,5 m	11	59.0655	2.5183	315.780	89.7328
DQO mgO <sub>2</sub> /L 0,2 m	18	677.9325	440.0000	1570.000	249.8572
DQO mgO <sub>2</sub> /L 1,5 m	20	513.2403	240.0718	1570.000	285.4205
Ca <sup>2+</sup> mg L <sup>-1</sup> 0,2 m	22	40.4082	20.7000	76.200	14.5626
Ca <sup>2+</sup> mg L <sup>-1</sup> 1,5 m	22	30.2205	11.1000	68.000	14.2605
Na mg L <sup>-1</sup> 0,2 m	22	439.9091	348.0000	760.000	99.3723
Na mg L <sup>-1</sup> 1,5 m	22	488.6364	346.0000	760.000	119.4119
Mg mg L <sup>-1</sup> 0,2 m	22	46.2318	28.0000	114.000	19.5147
Mg mg L <sup>-1</sup> 1,5 m	22	47.4091	25.6000	114.000	19.3178
Mn mg L <sup>-1</sup> 0,2 m	22	6.7232	0.3100	17.830	5.7612
Mn mg L <sup>-1</sup> 1,5 m	22	3.2618	0.3100	9.710	3.2087

**Tabela 4 – Estatística básico do solo a 0,2 m ao longo do tempo de contato**

	Valid N	Mean	Minimum	Maximum	Std.Dev.
<b>C g dm<sup>-3</sup> 0,2m</b>	17	19.4971	11.9100	31.0600	5.3709
<b>MOS g dm<sup>-3</sup> 0,2 m</b>	22	70.7955	49.0000	94.6000	13.4530
<b>pH Ca Cl<sub>2</sub> 0,2m</b>	22	6.3409	4.4000	7.0000	0.5439
<b>Al cmol dm<sup>-3</sup> 0,2 m</b>	22	0.0382	0.0000	0.8400	0.1791
<b>H+Al cmol dm<sup>-3</sup> 0,2 m</b>	22	3.1100	2.1800	6.6800	0.9661
<b>Ca<sup>2+</sup> cmol dm<sup>-3</sup> 0,2 m</b>	22	2.5309	1.2700	5.2000	1.0051
<b>Mg cmol dm<sup>-3</sup> 0,2 m</b>	22	2.4132	0.8200	3.1600	0.5004
<b>K cmol dm<sup>-3</sup> 0,2 m</b>	22	1.8686	0.2000	2.5000	0.4938
<b>CTC cmol dm<sup>-3</sup> 0,2 m</b>	22	9.9227	7.7900	13.4000	1.5896
<b>pH H<sub>2</sub>O 0,2m</b>	22	7.0091	5.2000	7.5000	0.4898
<b>Na mg l<sup>-1</sup> 0,2m</b>	2	290.6000	181.2000	400.0000	154.7150
<b>LP % 0,2 m</b>	7	38.8543	28.6500	55.8300	8.4984
<b>LL % 0,2 m</b>	8	55.7275	52.2000	60.0000	2.6794
<b>Arg. Disp. g kg<sup>-1</sup> 0,2 m</b>	6	824.3333	709.0000	931.7000	90.9714

**Tabela 5 – Estatística básico do solo a 1,5 m ao longo do tempo de contato**

	Valid N	Mean	Minimum	Maximum	Std.Dev.
<b>c g dm<sup>-3</sup> 1,5 m</b>	21	8.2162	6.4000	9.7500	0.8458
<b>MOS g dm<sup>-3</sup> 1,5 m</b>	22	47.8095	34.3000	61.6000	7.2065
<b>pH CaCl<sub>2</sub> 1,5 m</b>	22	6.5864	4.3000	7.2000	0.5882
<b>Al cmol dm<sup>-3</sup> 1,5 m</b>	22	0.0677	0.0000	1.4900	0.3177
<b>H+Al cmol dm<sup>-3</sup> 1,5 m</b>	22	2.6595	2.0300	6.6800	0.9312
<b>Ca<sup>2+</sup> cmol dm<sup>-3</sup> 1,5 m</b>	22	0.8755	0.4200	1.2700	0.2385
<b>Mg cmol dm<sup>-3</sup> 1,5 m</b>	22	1.7914	0.2000	2.3400	0.4391
<b>K cmol dm<sup>-3</sup> 1,5 m</b>	22	1.7636	0.0500	2.3500	0.4902
<b>CTC cmol dm<sup>-3</sup> 1,5 m</b>	22	7.0900	5.9200	8.2500	0.5186
<b>pH H<sub>2</sub>O 1,5 m</b>	22	7.2545	5.0000	7.9000	0.5910
<b>Na mg l<sup>-1</sup> 1,5 m</b>	2	292.0000	184.0000	400.0000	152.7351
<b>LP % 1,5 m</b>	8	37.5875	33.8500	41.0000	2.3269
<b>LL % 1,5 m</b>	8	57.1000	51.9000	64.8000	4.8689
<b>Arg. Disp. g kg<sup>-1</sup> 1,5 m</b>	8	849.6000	757.1000	891.3000	43.2879