



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

BIANA HARUMI KUWANO

**EFEITOS DA APLICAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO EM ATRIBUTOS QUÍMICOS, FÍSICOS E
MICROBIOLÓGICOS DO SOLO.**

BIANA HARUMI KUWANO

**EFEITOS DA APLICAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO EM ATRIBUTOS QUÍMICOS, FÍSICOS E
MICROBIOLÓGICOS DO SOLO.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Agronomia, da Universidade
Estadual de Londrina.

Orientador(a): Prof. Dr. Prof. Dr. João Tavares
Filho

Co- Orientador(a): Prof. Dr. Marco Antonio
Nogueira

Londrina
2013

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina.**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

K97e Kuwano, Biana Harumi.
Efeitos da aplicação de lixiviado de aterro sanitário em atributos
químicos, físicos e microbiológicos do solo / Biana Harumi Kuwano. –
Londrina, 2013.
49f. : il.

Orientador: João Tavares Filho.
Coorientador: Marco Antonio Nogueira.
Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual de
Londrina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação
em Agronomia, 2013.
Inclui bibliografia.

1. Solos – Lixiviação – Teses. 2. Microorganismos do solo – Teses.
3. Solos – Enzimas – Teses. 4. Solos – Qualidade – Teses. I. Tavares Filho, João. II.
Nogueira, Marco Antonio. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências
Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. IV. Título.

CDU 631.432.3

BIANA HARUMI KUWANO

**EFEITOS DA APLICAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
EM ATRIBUTOS QUÍMICOS, FÍSICOS E MICROBIOLÓGICOS DO
SOLO.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Estadual de Londrina.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Marco Antonio Nogueira
Embrapa Soja – Londrina – PR

Prof. Dr. Osmar Rodrigues Brito
UEL – Londrina – PR

Dra. Diva de Souza Andrade
IAPAR – Londrina – PR

Dr. André Shigueyoshi Nakatani (suplente)
Embrapa Soja – Londrina – PR

Profa. Maria de Fátima Guimarães (suplente)
UEL – Londrina – PR

Orientador. Prof. Dr. João Tavares Filho
UEL – Londrina – PR

Londrina, 15/ 02 /2013

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelas oportunidades que tive e pela força necessária para concluir mais esta etapa.

À minha família, em especial aos meus pais e a minha irmã, que me deram suporte para todos os meus sonhos e realizações. Agradeço os princípios, a educação e o amor que nunca me faltou.

Aos meus orientadores, João Tavares Filho e Marco Antonio Nogueira, pelo exemplo de mestre e de orientador. Obrigada, pela orientação, paciência, motivação e principalmente pela amizade.

Aos professores Maria de Fátima Guimarães e Osmar Rodrigues Brito que colaboraram com a minha formação profissional.

À capes pela bolsa concedida.

À professora Dra. Diva Andrade pela colaboração desde o início do projeto.

Aos amigos: os próximos, os distantes, os novos, os antigos, os da escola, os da graduação e os da pós-graduação, que me auxiliaram tornando cada momento difícil mais leve e alegre. Obrigada especial ao Giovani por ser uma das melhores pessoas que conheci.

Às minhas irmãs de coração, Carolina e Thamara, que me acolheram em suas famílias. Obrigada, pelas conversas, os puxões de orelha, as risadas e as lágrimas que compartilhamos...

Aos colegas de laboratório, da UEL e da Embrapa, que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho e também pelo conhecimento profissional que adquiri com o convívio. Obrigada especial ao Jean, ao Cláudio, ao Thadeu, a Dáfila, a Paula, ao André, ao Marcos, ao Rinaldo, a Letícia e a Bettina.

À minha orientadora extra-oficial, Cristiane Alcantara, por todo o aprendizado, pela compreensão, pela disponibilidade e pela amizade.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho e para minha formação.

KUWANO, Biana Harumi. **Efeitos da aplicação de lixiviado de aterro sanitário em atributos químicos, físicos e microbiológicos do solo.** 2011/2013. 49f. Dissertação de Mestrado em Agronomia – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

RESUMO

Os aterros sanitários produzem um lixiviado escuro, de composição complexa e variada, com alto potencial de poluição ambiental, porém com altos teores de nitrogênio e de potássio. O objetivo deste trabalho foi avaliar atributos microbiológicos (biomassa de C e de N, respiração basal, quociente metabólico) e bioquímicos (desidrogenase, celulase, fosfatase ácida, urease e glutaminase) relacionados a processos biogeoquímicos do ciclo do carbono e nitrogênio, além de características químicas (pH, delta-pH, amônio, nitrato, sódio, potássio, condutividade elétrica) e físicas (argila dispersa em água e resistência à penetração do solo) de um Nitossolo Vermelho cultivado com cereais no verão e no inverno, que vem recebendo aplicações de lixiviado de aterro sanitário (LAS) nos últimos cinco anos. O experimento foi conduzido em blocos completos casualizados com 4 repetições. Foram aplicadas 5 doses de lixiviado (D0: sem a aplicação de lixiviado, D1 = 32,7; D2 = 65,4; D3 = 98,1 e D4 = 130,8 m³ ha⁻¹), baseadas no teor de nitrogênio total contido no LAS, com 2-3 aplicações anuais, totalizando 12 aplicações desde 2008. Foi mantido um tratamento controle em cada cultura constituído de N mineral na forma de ureia na dose de 120 kg ha⁻¹ de N para cada um dos cultivos de milho (verão) e 90 kg ha⁻¹ de N para cada um dos cultivos de trigo ou aveia (inverno). A amostragem de solo foi realizada em agosto de 2012 em 4 profundidades: 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm durante o cultivo do trigo. Apesar de o lixiviado apresentar o teor médio de 875 mg L⁻¹ de N, o amônio e o nitrato do solo não variaram com as doses do lixiviado, indicando rápida movimentação do N em solo cultivado. Por sua vez, a aplicação do LAS resultou em aumento nos teores de sódio (até 58,9 mg dm⁻³) e potássio (até 329,7 mg dm⁻³) no solo, tanto na camada superficial (0-10 cm) quanto ao longo do perfil, o que também influenciou a condutividade elétrica que atingiu 0,11 dS m⁻¹ na maior dose. A atividade da desidrogenase diminuiu com o aumento das doses, indicando efeito negativo sobre os microrganismos do solo. Por sua vez, apenas a BMN, a respiração basal, a atividade da desidrogenase e da celulase foram significativamente alteradas pela aplicação do LAS. Observou-se dispersão de argila na camada de 10-20 cm, seguida de maior resistência à penetração na camada de 25-30 cm. A utilização de lixiviado de aterro na agricultura deve ser monitorada constantemente por meio de indicadores químicos, mas físicos e microbiológicos, a fim de prevenir eventual degradação do solo.

Palavras-chave: Atividade microbiana. Enzimas do solo. Sódio. Condutividade elétrica. Dispersão de argila.

KUWANO, Biana Harumi. **Effects of application of landfill leachate on soil chemical, physical and microbiological attributes**. 2011/2013. 49 p. Dissertation (Master's Degree in Agronomy) – State University of Londrina, Londrina, 2013.

ABSTRACT

Sanitary landfills produce a dark leachate, with complex and variable composition, that have high environmental polluting potential. The aim of this work was to evaluate microbial and biochemical processes (dehydrogenase, cellulase, urease, glutaminase and acidic phosphatase activities) related to biogeochemical cycle of carbon and nitrogen, as well as chemical (pH, delta-pH, ammonium, nitrate, sodium, potassium, electrical conductivity) and physical (water-dispersed clay, and penetration resistance) characteristics of a Rhodic Kandudult cropped with cereals in winter and summer, which has been receiving landfill leachate applications during five years. The trial was carried out in a randomized complete block design with four replications. Five doses of landfill leachate were applied (D0: without leachate, D1 = 32.7; D2 = 65.4; D3 = 98.1 and D4 = 130.8 m³ ha⁻¹), based on the total N content in the leachate, with 2-3 annual applications, totalling 12 applications since 2008. One treatment consisting of mineral N as urea at rate of 120 kg ha⁻¹ of mineral N for maize (summer) and 90 kg ha⁻¹ for wheat or oats (winter) was included. The soil sampling was made in August 2012 at four depths: 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm during the wheat cropping. Despite the average leachate content of 875 mg L⁻¹ total N, concentrations in ammonium and nitrate in soil did not change with leachate application, indicating rapid movement of N in cultivated soil. On the other hand, the application of leachate resulted in increased levels of sodium (up to 58.9 mg dm⁻³) and potassium (329.7 mg dm⁻³) in the soil, both at the surface and throughout the soil profile, which also influenced the electrical conductivity, which reached 0.11 dS m⁻¹ in the highest rate. Dehydrogenase activity decreased with the doses, indicating negative effect on soil microorganisms. In turn, only BMN, basal respiration, dehydrogenase activity and cellulase were significantly changed by the application of landfill leachate. There was slight clay dispersion at 10-20 cm of soil depth, followed by increase in penetration resistance in the 25-30 cm layer. The landfill leachate use on agriculture must be constantly monitored by chemical, physical and microbiological indicators to prevent soil degradation.

Keywords: Microbial activity. Soil enzymes. Sodium. Electrical conductivity. Clay dispersion.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008	11
Tabela 2 – Propriedades químicas (0-60 cm) e granulometria (0-10 cm) do solo antes da instalação do experimento.....	23
Tabela 3 – Valores médios para algumas propriedades do lixiviado de aterro sanitário empregado nas 12 aplicações realizadas desde 2008, variações normalmente encontradas nos lixiviados de aterros brasileiros e aporte acumulado ao longo de 12 aplicações para cada dose	24
Tabela 4 – Histórico da área experimental e aplicações do lixiviado de aterro sanitário de 2008 a 2012	27
Tabela 5 – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) sobre atributos microbiológicos do solo na camada 0-10 cm de profundidade	35
Tabela 6 – Efeito das doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) sobre as enzimas do solo na camada 0-10 cm de profundidade.....	35

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Dados climáticos de precipitação acumulada mensalmente e temperatura média do ar entre janeiro a agosto de 2012 (IAPAR, 2012)25
- Figura 2** – Croqui do experimento localizado na Fazenda Experimental do Instituto Agrônomo do Paraná, em Londrina (PR), indicando a disposição dos blocos e dos tratamentos26
- Figura 3** – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) no teor de nitrato e amônio nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade do solo. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) para cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; UR = N-mineral na forma de uréia30
- Figura 4** – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) no teor de sódio e potássio nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade do solo. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) para cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; UR = N-mineral na forma de uréia31
- Figura 5** – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) na condutividade elétrica nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade do solo. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; UR = N-mineral na forma de uréia.....32

Figura 6 – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) no pH (em KCl, água, CaCl₂) e no delta pH nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade do solo. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, p<0,05) para cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹; UR = N-mineral na forma de uréia33

Figura 7 – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) na argila dispersa em água (ADA) e na resistência à penetração nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade do solo. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, p<0,05) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹; UR = N-mineral na forma de uréia34

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 REVISÃO DE LITERATURA	11
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS E ATERROS SANITÁRIOS.....	11
2.2 COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	12
2.3 APLICAÇÃO DE RESÍDUOS AO SOLO	14
2.4 BIOINDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO	15
2.4.1 Biomassa Microbiana	16
2.4.2 Quociente Metabólico.....	17
2.4.3 Enzimas do Solo	18
3 ARTIGO: EFEITOS DA APLICAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM ATRIBUTOS QUÍMICOS, FÍSICOS E MICROBIOLÓGICOS DE UM SOLO ARGILOSO	19
3.1 RESUMO	19
3.2 ABSTRACT	20
3.3 INTRODUÇÃO.....	20
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	22
3.4.1 Área Experimental e Caracterização do Lixiviado	22
3.4.2 Clima	24
3.4.3 Delineamento Experimental e Amostragem	25
3.4.4 Análises Químicas e Físicas	27
3.4.5 Análises Microbiológicas e Bioquímicas.....	28
3.4.6 Análise Estatística	29
3.5 RESULTADOS.....	29
3.6 DISCUSSÃO	36
3.7 CONCLUSÕES	41
REFERÊNCIAS	42

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, o desenvolvimento de novas tecnologias e a obsolescência de produtos gera uma quantidade de resíduos cada vez maior. Estes resíduos são, geralmente, depositados sem controle em lixões ou em aterros controlados, os últimos representando uma forma mais segura e adequada de depósito.

Os resíduos dispostos em aterros sofrem decomposição de seus constituintes orgânicos, gerando um líquido enegrecido, rico em carbono orgânico e nitrogênio, denominado chorume (ou lixiviado de aterro sanitário). O lixiviado possui composição complexa e variada devido à dinâmica de sua geração e por isso apresenta alto potencial de poluição, principalmente de águas superficiais e subterrâneas, tornando-se um problema quanto ao seu tratamento e destino final.

A disposição de resíduos no solo é mais atrativa e segura quando comparada à água e ao ar, dado à capacidade do solo em oxidar e precipitar poluentes. Essa destinação pode resultar na redução dos custos com tratamento e também dos impactos ambientais causados pela disposição deste efluente, além de possibilitar a recuperação de áreas degradadas e o aumento da produção agrícola com o aumento da fertilidade do solo pela adição de carbono e de nutrientes contidos no lixiviado.

Uma das maiores preocupações quanto à disposição de lixiviado de aterro sanitário no solo se dá em relação à possibilidade de contaminação por metais pesados e principalmente pelas perdas de nitrogênio nítrico por lixiviação, que pode ocasionar em poluição dos lençóis freáticos. Além disso, esses efluentes são ricos em íons como Na^+ , K^+ e Cl^- , etc., os quais aumentam a condutividade elétrica da solução do solo, podendo atingir níveis de salinização.

O monitoramento dessas áreas antes e após a aplicação de resíduos pode ser realizado pela avaliação de parâmetros microbiológicos e bioquímicos, que são considerados indicadores sensíveis a pequenas mudanças no ambiente, pois respondem rapidamente a alterações, além de estarem relacionados à ciclagem de nutrientes e à dinâmica da matéria orgânica. Estes indicadores, juntamente com as características químicas e as propriedades físicas, podem auxiliar na tomada de decisões quanto ao uso do solo e o potencial deste em receber resíduos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS E ATERROS SANITÁRIOS

O crescimento comercial e industrial, o desenvolvimento de novas tecnologias, e a elevação do padrão de vida da população, juntamente com a obsolescência de produtos e a tendência ao desperdício da sociedade atual, têm contribuído para a geração de quantidades cada vez maiores de resíduos sólidos (AHMED; LAN, 2012). Por todo o mundo, o gerenciamento de resíduos oriundos de residências e indústrias tem se tornado um problema não apenas devido à quantidade, mas também devido à sua complexidade (Tabela 1). Tanto em países plenamente industrializados quanto naqueles em desenvolvimento, os aterros sanitários são os locais mais utilizados para a disposição final desses resíduos, pois é uma opção mais viável economicamente quando comparado a outras estratégias de gestão de resíduos, como a compostagem e a incineração (SCHIOPU; GAVRILESCU, 2010).

Tabela 1 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008.

Resíduos	Participação (%)	Quantidade (t/dia)
Material reciclável	31,9	58.527,40
Metais	2,9	5.293,50
Aço	2,3	4.213,70
Alumínio	0,6	1.079,90
Papel, papelão e tetrapak	13,1	23.997,40
Plástico total	13,5	24.847,90
Plástico filme	8,9	16.399,60
Plástico rígido	4,6	8.448,30
Vidro	2,4	4.388,60
Matéria orgânica	51,4	94.335,10
Outros	16,7	30.618,90
Total	100,0	183.481,50

Fonte: Brasil (2010)

Os aterros sanitários exigem um controle ambiental rigoroso durante todo seu funcionamento, desde sua concepção até um longo período após o encerramento das operações devido à geração de lixiviado, que tem alto potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas. No município de Londrina-

PR, o aterro controlado será monitorado por aproximadamente 25 anos após o encerramento das atividades (LONDRINA, 2009). Autoridades reguladoras estaduais, por todo mundo, instituíram regulamentos para evitar a contaminação de águas subterrâneas por lixiviado de aterros (RAFIZUL et al., 2011).

Na maioria dos países desenvolvidos, os aterros dispõem de mantas impermeáveis e de sistemas de coleta de lixiviado a fim de minimizar os impactos ambientais sobre o meio circundante (WISZNIOWSKI et al., 2006). Na maioria dos casos no Brasil, os resíduos são simplesmente acondicionados em valas, denominados lixões, sem nenhuma sistematização prévia do terreno para controlar o destino do lixiviado de aterro sanitário. Entretanto a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (regulamentada pelo Decreto nº 7.404, de 2010) criou o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, que tem entre suas metas a eliminação e recuperação de lixões até 2014. Em 2010, também foi criada a Lei 12.305/2010 que estabeleceu prazos ou limites temporais para a eliminação de lixões e a consequente disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos até 2014 (Brasil, 2010).

2.2 COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

As reações químicas, físicas e bioquímicas, além da água da chuva que percola através da massa de resíduos, somada à umidade inerente dos resíduos, contribuem para a formação de lixiviado (RENOU et al., 2008). Este lixiviado pode apresentar grande quantidade de matéria orgânica, amônia, metais pesados e materiais tóxicos tais como compostos orgânicos xenobióticos. Entretanto, essa composição varia com o tipo e a compactação do resíduo, e também com o clima, hidrologia e idade do aterro (RENOU et al., 2008; BAIG et al., 1999). apresentar grande quantidade de matéria orgânica, amônia, metais pesados e materiais tóxicos tais como compostos orgânicos xenobióticos

Os principais compostos orgânicos de fácil degradação biológica presentes no lixiviado de aterro são a celulose e a hemicelulose que podem ter sua decomposição inibida pela presença de compostos recalcitrantes como a lignina. Em condições de anaerobiose, também são encontrados proteínas e açúcares solúveis em menores concentrações (BARLAZ, 1996).

De acordo com KJEDLSEN et al. (2002); MANGIMBULUDE et al. (2009) e SANG et al. (2010) e considerando que o aterro receba principalmente resíduos domiciliares, os compostos encontrados no lixiviado são assim classificados:

a. Matéria orgânica dissolvida: quantificada como demanda química de oxigênio (DQO) ou carbono orgânico total (COT), compreendendo vários produtos orgânicos da degradação dos resíduos que podem variar desde ácidos voláteis de cadeia curta até compostos recalcitrantes ou de difícil degradação como compostos húmicos e fúlvicos;

b. Compostos orgânicos xenobióticos: de origem doméstica ou industrial, geralmente presentes em baixas concentrações. Entre eles estão os hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, alifáticos clorados e pesticidas;

c. Íons: cálcio, magnésio, sódio, potássio, N-amoniacal, ferro, manganês, cloreto, sulfato e carbonato de hidrogênio;

d. Metais pesados: Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Cd, As, Mn.

Segundo Foo e Hameed (2009), o lixiviado de aterro pode ser classificado em três estágios: jovem (aterro com menos de 5 anos), médio (5-10 anos) e antigo (mais de 10 anos). O lixiviado produzido por resíduos sólidos mais jovens apresenta maior potencial de poluição, pois possui maior carga orgânica, mas a concentração de N-amoniacal é maior em lixiviados de aterros mais antigos (JUCÁ et al., 1999; SOUTO; POVINELLI, 2007). Em aterros mais jovens, o lixiviado apresenta cerca de 1% do carbono na forma de compostos de elevada massa molecular, com predomínio da fase ácida da degradação anaeróbica. Por outro lado, em aterros mais antigos (com predomínio da fase metanogênica), cerca de 32% do carbono orgânico dissolvido está na forma de compostos de elevada massa molecular e mais de 60% são compostos húmicos (KLIMIUK; KULIKOWSKA, 2006). Em geral, quanto mais antigo é o aterro, menos biodegradável é o lixiviado, necessitando de tratamentos mais complexos para remoção dos poluentes, principalmente orgânicos, pois estes já estão na maior parte estabilizados biologicamente como ácidos fúlvicos, húmicos e huminas (KULIKOWSKA; KLIMIUK, 2008; MANGIMBULUDE et al., 2009). Por outro lado, a fase metanogênica resulta em pH elevado no lixiviado, o que diminui drasticamente a concentração de metais pesados.

2.3 APLICAÇÃO DE RESÍDUOS NO SOLO

A disposição de resíduos no solo é uma opção simples e barata para a destinação final de resíduos. O solo é considerado um meio mais seguro para disposição de poluentes, pois tanto a absorção pelas plantas quanto pelos microrganismos podem imobilizar nutrientes, reduzindo assim as possibilidades de danos ambientais, enquanto a disposição de resíduos na água poderia causar um decréscimo na quantidade de oxigênio dissolvido podendo até inviabilizar a vida aquática (GIORDANO, 2004). Além disso, o lixiviado de aterro sanitário pode ser utilizado como fonte de nutrientes na agricultura por apresentar elevada quantidade de nitrogênio e potássio, por exemplo. A busca por uma nutrição visando maior produtividade das culturas e ao mesmo tempo a redução dos custos de produção tem motivado os agricultores a utilizarem fontes alternativas de nutrientes, como resíduos produzidos pela atividade humana (TEDESCO et al., 2008).

Em resíduos com elevados teores de nitrogênio podem ocorrer perdas por lixiviação do nitrato não absorvido pelas plantas, acarretando em contaminação de águas subsuperficiais, principalmente em regiões com alta precipitação como nos trópicos (OJEDA et al., 2006; SANTOS et al., 2013). Com o acúmulo deste resíduo há também risco de impactos na atmosfera pela geração de óxido nitroso a partir de reações de desnitrificação ou mesmo volatilização de amônia (MARTINÉS et al., 2010; SANTOS et al., 2013). O excesso de sódio no lixiviado de aterro sanitário pode limitar o desenvolvimento de plantas pelo aumento da salinidade, além de poder causar dispersão de argilas (LONCNAR et al., 2010) e de matéria orgânica (LEAL et al., 2009).

Uma das maiores restrições à disposição de resíduos no solo é a possibilidade de contaminação com metais pesados. O lixiviado de aterro formado a partir de resíduos de origem domiciliar apresenta em sua constituição metais pesados advindos de pilhas, tinta, tinturas de impressão, que deveriam ter uma destinação final diferenciada. Entretanto, a solubilidade destes metais é dependente de fatores como: pH, potencial redox, concentração dos agentes complexantes (ácidos húmicos) e de íons (PANCHONI et al., 2011). O lixiviado de aterro sanitário na fase metanogênica possui baixa concentração desses poluentes, pois nesta fase o lixiviado produzido apresenta pH 8,0 (MANGIMBULUDE et al., 2009), contribuindo para manter os metais pesados em sua forma insolúvel.

2.4 BIOINDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO

Segundo Doran e Parkin (1994), bioindicadores são propriedades ou processos biológicos realizados por microrganismos do solo que indicam o seu estado frente à capacidade de suportar o estabelecimento e sustentabilidade da comunidade vegetal, como a ciclagem de carbono e nutrientes. Por outro lado, o biomonitoramento é a medida da resposta de organismos vivos a mudanças no seu ambiente (WITTIG, 1993). Os grupos funcionais de microrganismos participam da ciclagem de nutrientes e são importantes bioindicadores da saúde ou de distúrbios que podem ocorrer no solo devido à ação antrópica (ANDRADE; NOGUEIRA, 2005).

De acordo com Zilli et al. (2003), as características ideais de um bom indicador ecológico são:

- Responder de forma rápida e acurada, a um distúrbio no solo.
- Refletir os aspectos do funcionamento do ecossistema.
- Ser de fácil avaliação.
- Ser economicamente viável.
- Ter distribuição universal (VISSER; PARKINSON, 1992).

Mudanças nas propriedades microbiológicas como na biomassa microbiana do solo, causadas pelo uso e manejo, podem ser detectadas anteriormente às mudanças nos teores de C orgânico total e na produtividade das culturas, de forma consistente, mesmo em períodos de flutuações nas condições climáticas (SPARLING, 1997; BALOTA et al., 1998; SEYBOLD; HERRICK; BREJDA, 1999; NOGUEIRA et al., 2006; ROSCOE et al., 2006; FRANCHINI et al., 2007; HUNGRIA et al., 2009; KASCHUK et al., 2010).

Brookes (1995) estabeleceu alguns critérios para seleção e utilização de bioindicadores no monitoramento da qualidade do solo:

- a) Os atributos microbiológicos devem ser exatos e precisamente avaliados para se obter respostas em uma ampla escala de tipos e condições de solo;
- b) Devido ao alto número de amostras analisadas normalmente, os atributos microbiológicos devem ser econômicos e fáceis de serem avaliados;
- c) Os atributos microbiológicos devem ser sensíveis a estresses, mas suficientemente robustos para não fornecer alarmes falsos;

d) Devem ter validação científica, com base na realidade e conhecimento atual;

e) Utilizar 2 ou mais atributos independentes.

Os indicadores de qualidade do solo podem ser classificados em três categorias: a) *permanentes*, que são características inerentes ao solo (profundidade, textura e mineralogia); b) *temporários*, cujas alterações ocorrem rapidamente ou que são alterados pelo manejo e por diversas formas de uso (umidade, densidade, pH, disponibilidade de nutrientes) e c) *intermediários*, como a agregação, biomassa microbiana, o quociente metabólico e o carbono orgânico total (ISLAM; WEIL, 2000).

2.4.1 Biomassa Microbiana

A biomassa microbiana representa a parte viva da matéria orgânica do solo e compreende em média, de 2 a 5 % do carbono orgânico total, de 1 a 5 % do nitrogênio orgânico e de 2 a 20 % do fósforo orgânico nos solos tropicais (SMITH; PAUL, 1990) e por isso funciona como importante reservatório nutrientes para plantas (GRISI; GRAY, 1986). A sua atividade é influenciada pelas condições bióticas e abióticas, o que permite que o seu monitoramento indique possíveis modificações, podendo ser considerada como uma boa indicadora das alterações resultantes do uso e manejo do solo (BALOTA et al., 1998). Para Nardoto e Bustamante (2003) a prática da queimada estimula transitoriamente a biomassa microbiana de carbono no início da estação chuvosa, mas esta diminui junto com a redução na quantidade de carbono disponível.

A biomassa microbiana imobiliza os nutrientes temporariamente, protegendo-os de perdas por lixiviação, volatilização ou mesmo fixação aos argilo-minerais do solo como é o caso do fósforo (PAUL; CLARK, 1996). Os nutrientes imobilizados podem ser liberados pela ruptura das células, promovida por variações climáticas e do manejo do solo, e também por interações com a microfauna, que ao se alimentar de microrganismos, promove a mineralização de nutrientes neles contidos (BUCHANAN; KING, 1992). Entretanto, para mensurar a biomassa microbiana em diferentes solos, primeiramente devem-se estabelecer limiares para a qualidade de um solo ideal, pois a biomassa pode variar com alterações

pedogenéticas e com condições climáticas (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010).

O aumento da biomassa microbiana eleva também a eficiência dos fertilizantes, pois evita perdas por lixiviação ou volatilização (HAYNES, 1999; BALOTA et al., 2003). Portanto, práticas de manejo que estimulem o aumento da biomassa microbiana aumentarão a eficiência dos fertilizantes.

A resposta da biomassa microbiana à aplicação de vários resíduos é influenciada pela textura do solo (MELLONI et al., 2001; LAMBAIS; CARMO, 2008), devido as diferentes condições de compactação e de aeração (MINHONI; CERRI, 1987).

2.4.2 Quociente Metabólico

A relação entre a quantidade de C-CO₂ desprendida pelos microrganismos do solo e a sua biomassa indica a sua eficiência metabólica (qCO_2). Valores de qCO_2 mais elevados sugerem uma comunidade microbiana em estágio inicial, com maior número de microrganismo ativos, ou uma comunidade microbiana menos eficiente metabolicamente sob condições estressantes (ANDERSON; DOMSCH, 1993).

Alterações no uso do solo e a aplicação de substâncias xenobiontes como agrotóxicos comprometem a sobrevivência dos microrganismos do solo e podem alterar a eficiência da microbiota na utilização dos reservatórios de C do solo, aumentando a sua respiração específica, também conhecida como quociente metabólico, qCO_2 (KASCHUK et al., 2010). Melero et al. (2006) e Reeve et al. (2010) obtiveram maiores valores de qCO_2 em um sistema de agricultura convencional quando comparado com um sistema de produção orgânico.

O quociente metabólico pode variar com a composição e estado fisiológico da microbiota do solo, a disponibilidade de nutrientes e vários fatores abióticos (ANDERSON, 1994). Dinesh et al. (2003) obtiveram elevados valores de qCO_2 em solos de floresta e atribuíram este fato à grande quantidade de C orgânico disponível para a comunidade microbiana. Nunes et al. (2012) utilizaram o quociente metabólico como indicador de qualidade do solo quando compararam uma área sob vegetação nativa e áreas sob diferentes níveis de degradação e obtiveram valores

menores para a área de vegetação nativa e para a área reflorestada, ou seja, áreas sob menores distúrbios apresentaram menores valores para o $q\text{CO}_2$.

2.4.3 Enzimas do Solo

As principais reações de transformação no solo são mediadas por essas proteínas que controlam os processos de decomposição dos materiais orgânicos e transformações inorgânicas. Mesmo após a lise celular e morte do microrganismo, as enzimas podem continuar ativas no solo, adsorvidas aos colóides minerais ou imobilizadas em complexos húmicos. A atividade dessas enzimas pode ser afetada por alterações no uso e manejo do solo, cobertura vegetal e a presença de xenobiontes. As enzimas são consideradas sensíveis indicadores de alterações devido ao manejo, sendo uma das propriedades mais influenciadas pela adição de resíduos ao solo (NAKATANI et al., 2011). As enzimas estão em baixa concentração no solo e por isso sua quantificação é realizada pela medida de sua atividade e não pela sua quantidade (MATSUOKA; MENDES; LOUREIRO, 2008; CHAER; TÓTOLA, 2007).

As amilases e celulasas atuam no ciclo do C por hidrolisar respectivamente o amido e a celulose aos seus monômeros que são utilizados como fonte de energia pelos microrganismos. As asparaginases e glutaminases atuam na mineralização do N, colocando-o à disposição de plantas e microrganismos. A urease também desempenha papel fundamental no ciclo do N, envolvida na hidrólise da ureia. As enzimas asparaginase e urease têm se mostrado mais sensíveis para estimar o potencial de mineralização do N em solos tratados com lixo orgânico (KHORSANDI; NOURBAKHS, 2008). De acordo com Tabatabai (1994) as fosfatases ácida e alcalina mineralizam formas orgânicas de P. Os microrganismos e as plantas são responsáveis pela produção das fosfatases ácidas, enquanto as alcalinas são produzidas somente por microrganismos. Para Dick e Tabatabai (1993), os microrganismos seriam as fontes mais expressivas de fosfatases no solo, devido à sua grande biomassa, alta atividade metabólica e curto tempo de vida.

A matéria orgânica protege e mantém as enzimas do solo em suas formas ativas, pela formação de complexos enzima-compostos húmicos, protegendo-as de proteases e outros fatores que levariam à sua degradação.

3 ARTIGO

EFEITOS DA APLICAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM ATRIBUTOS QUÍMICOS, FÍSICOS E MICROBIOLÓGICOS DE UM SOLO ARGILOSO.

3.1 RESUMO: Os aterros sanitários produzem um lixiviado escuro, de composição complexa e variada, com alto potencial de poluição ambiental, porém com altos teores de nitrogênio e de potássio. O objetivo deste trabalho foi avaliar atributos microbiológicos (biomassa de C e de N, respiração basal, quociente metabólico) e bioquímicos (desidrogenase, celulase, fosfatase ácida, urease e glutaminase) relacionados a processos biogeoquímicos do ciclo do carbono e nitrogênio, além de características químicas (pH, delta-pH, amônio, nitrato, sódio, potássio, condutividade elétrica) e físicas (argila dispersa em água e resistência à penetração do solo) de um Nitossolo Vermelho cultivado com cereais no verão e no inverno, que vem recebendo aplicações de lixiviado de aterro sanitário (LAS) nos últimos cinco anos. O experimento foi conduzido em blocos completos casualizados com 4 repetições. Foram aplicadas 5 doses de lixiviado (D0: sem a aplicação de lixiviado, D1 = 32,7; D2 = 65,4; D3 = 98,1 e D4 = 130,8 m³ ha⁻¹), baseadas no teor de nitrogênio total contido no LAS, com 2-3 aplicações anuais, totalizando 12 aplicações desde 2008. Foi mantido um tratamento controle em cada cultura constituído de N mineral na forma de ureia na dose de 120 kg ha⁻¹ de N para cada um dos cultivos de milho (verão) e 90 kg ha⁻¹ de N para cada um dos cultivos de trigo ou aveia (inverno). A amostragem de solo foi realizada em agosto de 2012 em 4 profundidades: 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm durante o cultivo do trigo. Apesar de o lixiviado apresentar o teor médio de 875 mg L⁻¹ de N, o amônio e o nitrato do solo não variaram com as doses do lixiviado, indicando rápida movimentação do N em solo cultivado. Por sua vez, a aplicação do LAS resultou em aumento nos teores de sódio (até 58,9 mg dm⁻³) e potássio (até 329,7 mg dm⁻³) no solo, tanto na camada superficial (0-10 cm) quanto ao longo do perfil, o que também influenciou a condutividade elétrica que atingiu 0,11 dS m⁻¹ na maior dose. A atividade da desidrogenase diminuiu com o aumento das doses, indicando efeito negativo sobre os microrganismos do solo. Por sua vez, apenas a BMN, a respiração basal, a atividade da desidrogenase e da celulase foram significativamente alteradas pela aplicação do LAS. Observou-se dispersão de argila na camada de 10-20 cm, seguida de maior resistência à penetração na camada de 25-30 cm. A utilização de lixiviado de aterro na agricultura deve ser monitorada constantemente por meio de indicadores químicos, mas físicos e microbiológicos, a fim de prevenir eventual degradação do solo.

Palavras-chave: Atividade microbiana. Enzimas do solo. Sódio. Condutividade elétrica. Dispersão de argila.

PAPER. APPLICATION OF LANDFILL LEACHATE IN CLAY SOIL AND EFFECTS ON CHEMICAL, PHYSICAL AND MICROBIOLOGICAL ATTRIBUTES.

3.2 ABSTRACT: sanitary landfills produce a dark leachate, with complex and variable composition, that have high environmental polluting potential. The aim of this work was to evaluate microbial and biochemical processes (dehydrogenase, cellulase, urease, glutaminase and acidic phosphatase activities) related to biogeochemical cycle of carbon and nitrogen, as well as chemical (pH, delta-pH, ammonium, nitrate, sodium, potassium, electrical conductivity) and physical (water-dispersed clay, and penetration resistance) characteristics of a rhodic kandiuult cropped with cereals in winter and summer, which has been receiving landfill leachate applications during five years. The trial was carried out in a randomized complete block design with four replications. Five doses of landfill leachate were applied (d0: without leachate, d1 = 32.7; d2 = 65.4; d3 = 98.1 and d4 = 130.8 m³ ha⁻¹), based on the total N content in the leachate, with 2-3 annual applications, totalling 12 applications since 2008. One treatment consisting of mineral N as urea at rate of 120 kg ha⁻¹ of mineral N for maize (summer) and 90 kg ha⁻¹ for wheat or oats (winter) was included. The soil sampling was made in August 2012 at four depths: 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm during the wheat cropping. Despite the average leachate content of 875 mg l⁻¹ total N, concentrations in ammonium and nitrate in soil did not change with leachate application, indicating rapid movement of N in cultivated soil. On the other hand, the application of leachate resulted in increased levels of sodium (up to 58.9 mg dm⁻³) and potassium (329.7 mg dm⁻³) in the soil, both at the surface and throughout the soil profile, which also influenced the electrical conductivity, which reached 0.11 ds m⁻¹ in the highest rate. Dehydrogenase activity decreased with the doses, indicating negative effect on soil microorganisms. In turn, only biomass, basal respiration, dehydrogenase activity and cellulase were significantly changed by the application of landfill leachate. There was slight clay dispersion at 10-20 cm of soil depth, followed by increase in penetration resistance in the 25-30 cm layer. The landfill leachate use on agriculture must be constantly monitored by chemical, physical and microbiological indicators to prevent soil degradation.

Keywords: Microbial activity. Soil enzymes. Sodium. Electrical conductivity. Clay dispersion.

3.3 INTRODUÇÃO

O gerenciamento de resíduos tem se tornado um problema, principalmente pelo aumento da quantidade de lixo gerado por uma sociedade consumista e com tendência ao desperdício (AHMED; LAN, 2012). A disposição de resíduos sólidos no solo é a opção mais utilizada tanto por países desenvolvidos quanto naqueles em desenvolvimento, quando comparado a outras estratégias de gestão de resíduos, como a compostagem e a incineração, por ser uma alternativa

mais fácil e economicamente viável (SCHIOPU; GAVRILESCU, 2010). A partir da decomposição e da água que percola através da massa de resíduos (RENOU et al., 2008) é gerado um lixiviado com grande potencial poluente com elevada carga orgânica e elevadas quantidades de amônia, sódio, potássio, metais pesados e substâncias tóxicas.

A composição do lixiviado de aterro varia com o tipo e a compactação do resíduo, além do clima, hidrologia e idade do aterro (RENOU et al., 2008; BAIG et al., 1999). Geralmente, quanto mais antigo é o aterro, menos biodegradável é o lixiviado, pois este apresenta material orgânico na maior parte estabilizado biologicamente como ácidos orgânicos (KULIKOWSKA; KLIMIUK, 2008; MANGIMBULUDE et al., 2009).

A utilização de resíduos como fonte de nutrientes na agricultura, principalmente daqueles ricos em nitrogênio, já vem sendo estudada por diversos autores (SANTOS et al., 2013; LEAL et al., 2010; GONZALEZ et al., 2009; ALCANTARA et al., 2007). O solo representa uma alternativa simples e barata para a destinação final de resíduos, além de ser considerado um meio mais seguro para disposição de poluentes, por apresentar maior potencial para oxidar e precipitar substâncias nocivas retirando-as da cadeia alimentar (MARTINÊS et al., 2010). Por sua vez, elevados custos de produção têm motivado os agricultores a buscarem opções mais baratas, visando uma nutrição eficiente das culturas e uma maior produtividade, incentivando, assim, a substituição de fertilizantes químicos pelo uso de resíduos produzidos pela atividade humana como fonte de nutrientes (TEDESCO et al., 2008).

Resíduos com elevados teores de nitrogênio podem promover a contaminação de águas subsuperficiais, devido à lixiviação do nitrato não absorvido pelas plantas, principalmente em regiões tropicais, caracterizadas pela alta precipitação (OJEDA et al., 2006; SANTOS et al., 2013). Há também risco de impactos na atmosfera, pelas reações de desnitrificação em que, sob anaerobiose, microrganismos convertem nitrato a nitrito e depois a formas gasosas como o óxido nitroso (N_2O) ou por volatilização de amônia (MARTINÊS et al., 2010).

O excesso de sais presente no lixiviado de aterro pode limitar o desenvolvimento de plantas pelo aumento da salinidade do solo (LEAL et al., 2009), além de poder causar dispersão das argilas reduzindo a estabilidade de agregados, a porosidade e a taxa de infiltração de água no solo. Além disso, aumenta a

possibilidade de compactação, erosão e redução da aeração do solo (MANDAL et al., 2008; LONCNAR et al., 2010).

Parâmetros microbiológicos e bioquímicos, como a biomassa microbiana e sua atividade, são sensíveis indicadores de alterações do uso do solo (NOGUEIRA et al., 2006; FAGOTTI et al., 2012) e também permitem o monitoramento de áreas com adição de resíduos potencialmente tóxicos ao ambiente (NAKATANI et al., 2011; SANTOS et al., 2013). A biomassa microbiana funciona como um reservatório vivo de nutrientes (GRISI; GRAY, 1986), enquanto que as enzimas produzidas pelos microrganismos do solo são mediadoras de processos de decomposição dos materiais orgânicos e transformações inorgânicas.

O objetivo deste trabalho foi avaliar atributos microbiológicos e bioquímicos relacionados a processos biogeoquímicos do ciclo do carbono e nitrogênio, além de características químicas e físicas de um Nitossolo Vermelho cultivado com cereais no verão e no inverno e que vem recebendo aplicações de lixiviado proveniente de aterro sanitário nos últimos cinco anos.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Área Experimental e Caracterização do Lixiviado

O experimento foi conduzido na Estação Experimental do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR), em Londrina PR, em uma área de solo classificado como Nitossolo Vermelho (EMBRAPA, 1999), textura muito argilosa. A área tem um histórico de cultivo com culturas anuais como soja (*Glycine max*), milho (*Zea mays*), trigo (*Triticum spp.*) e aveia (*Avena sativa L.*).

Os resultados da análise química e granulométrica do solo realizada antes da instalação do experimento em 2008 são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Propriedades químicas (0-60 cm) e granulometria (0-10 cm) do solo antes da instalação do experimento.

Propriedades do solo	Profundidade (cm)			
	0-10	10-20	20-40	40-60
Propriedades químicas				
P disponível em Mehlich (mg dm ⁻³)	20,4	11,6	5,6	2,3
C total (g Kg ⁻¹)	14,1	13,5	9,43	7,82
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	25,5	23,3	16,2	13,5
pH CaCl ₂ (0.01 mol L ⁻¹)	5,8	5,5	5,5	4,9
Al (cmolc dm ⁻³)	0,0	0,0	0,0	0,07
H + Al (cmolc dm ⁻³)	4,27	4,60	4,6	5,34
Ca ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	4,32	3,30	2,45	1,52
Mg ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	2,87	2,50	2,17	1,89
K ⁺ (cmolc dm ⁻³)	0,53	0,25	0,14	0,10
Soma de bases (Ca + Mg + K), cmolc dm ⁻³	7,72	6,05	4,76	3,51
CTC (cmolc dm ⁻³)	12,0	10,65	9,36	8,85
Saturação de bases (%)	64	57	51	40
Granulometria				
Areia (g kg ⁻¹)	60	-	-	-
Silte (g kg ⁻¹)	150	-	-	-
Argila (g kg ⁻¹)	790	-	-	-

Fonte: Santos et al. (2013).

O lixiviado utilizado no experimento foi coletado Aterro Controlado de Resíduos Sólidos Domiciliares de Londrina - PR (51°06' W, 23°20' S), cujas características químicas são apresentadas na Tabela 3. O local de disposição de resíduos ocupa uma área de 19,23 ha que começou a receber resíduos sólidos em 1975, sem nenhum preparo do local em termos de impermeabilização do terreno. A partir de 2002, o lixão passou a ser um aterro controlado onde é feita compactação dos resíduos com solo argiloso que promove certa impermeabilização, sem, entretanto, utilizar mantas impermeáveis.

Tabela 3 – Valores médios para algumas propriedades do lixiviado de aterro sanitário empregado nas 12 aplicações realizadas desde 2008, variações normalmente encontradas nos lixiviados de aterros brasileiros e aporte acumulado ao longo de 12 aplicações para cada dose.

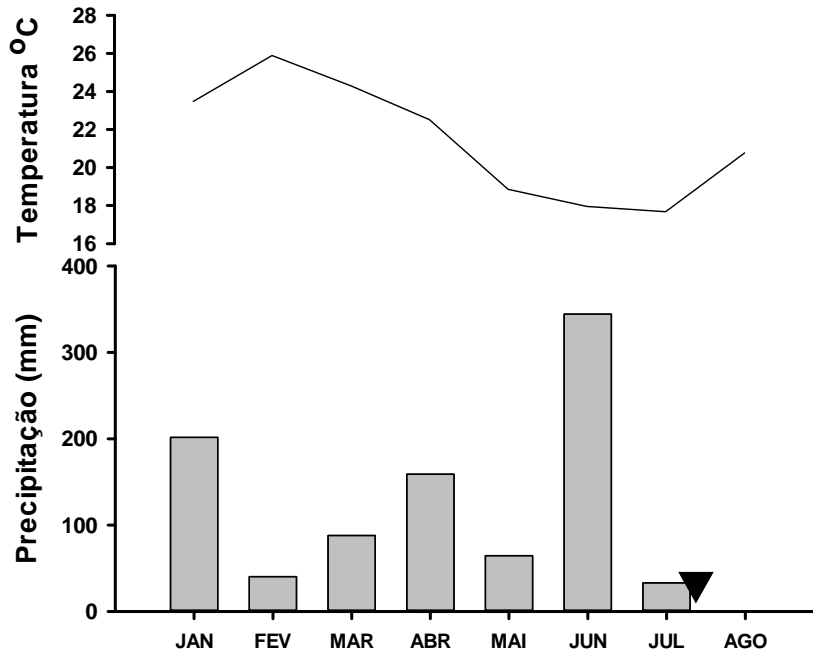
Propriedades do lixiviado	Média das aplicações	Variações*	Aporte acumulado (kg ha ⁻¹)			
			D1	D2	D3	D4
C total (g L ⁻¹)	0,130	0,03–29	51	102	153	204
N total (g L ⁻¹)	0,875	0,08–3,10	343	686	1030	1373
N amoniacal (g L ⁻¹)	0,792	<0,001–3	310	621	932	1243
N nítrico (g L ⁻¹)	0,011	0–0,011	4,3	8,6	12,9	17,2
Condutividade (dS m ⁻¹)	10,16	2,95–25	-	-	-	-
pH	8,26	5,7–8,6	-	-	-	-
DBO ¹ (mg O ₂ L ⁻¹)	114,25	<20–30.000	44	89	134	179
DQO ² (mg O ₂ L ⁻¹)	1600	190–80.000	627	1255	1883	2511
DQO/DBO	14,46	1,25–50	-	-	-	-
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	4736	750–11.400	1858	3716	5575	7433
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	6145	3200–21.900	2411	4822	7233	9645
P Total (mg L ⁻¹)	4,90	0,1–23	1,92	3,84	5,77	7,69
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	68	10–7.200	26	53	80	106
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	114	30–15.000	44	89	134	178
SO ₄ ²⁻⁻ S (mg L ⁻¹)	39	8–7750	15	30	45	61
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	1981	500–5.200	777	1554	2332	3109
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	866	70–7.700	339	679	1019	1359
K ⁺ (mg L ⁻¹)	932	50–3.700	365	731	1097	1462
As (µg L ⁻¹)	41	10–1.000	0,02	0,03	0,05	0,06
Cr (µg L ⁻¹)	198	3–800	0,08	0,15	0,23	0,31
Cu (µg L ⁻¹)	231	5–600	0,09	0,18	0,27	0,36
Mn (µg L ⁻¹)	329	40–2.600	0,13	0,26	0,39	0,52
Pb (µg L ⁻¹)	140	10–2.800	0,05	0,11	0,16	0,22
Zn (µg L ⁻¹)	140	100–35.600	0,05	0,11	0,16	0,22

¹ Demanda biológica de oxigênio; ² Demanda química de oxigênio; *Dados baseados em Souto e Povinelli (2007) e Souto (2009).

3.4.2 Clima

O clima da região onde foi instalado o experimento é subtropical úmido (Cfa, segundo Köppen) com verões quentes e úmidos e invernos frios e menos chuvosos, com temperatura média anual de 22,5 °C, precipitação média anual de 1615 mm, com predominância nos meses de outubro a março. Os dados de temperatura média e precipitação pluvial foram obtidos na estação meteorológica do IAPAR (23°22'S e 51°10'W) e são apresentados na Figura 1.

Figura 1 – Dados climáticos de precipitação acumulada mensalmente e temperatura média do ar entre janeiro a agosto de 2012 (IAPAR, 2012).



▼- Amostragem de solo

3.4.3 Delineamento Experimental e Amostragem

O delineamento experimental foi em blocos completos casualizados, com quatro repetições. Foram instalados 6 tratamentos: um controle sem a aplicação de lixiviado (D0), mais quatro doses: D1 = 32,7; D2 = 65,4; D3 = 98,1 e D4 = 130,8 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. Em cada aplicação, o lixiviado foi caracterizado, principalmente quanto ao teor de N e K. Um tratamento extra, caracterizado como tratamento com nitrogênio mineral na forma de ureia (UR), foi instalado por ocasião da semeadura da cultura do milho ou do trigo em cada ano agrícola, o qual recebeu 120 kg ha^{-1} de N para o milho e 90 kg ha^{-1} de N para o trigo, sendo metade aplicada no sulco de semeadura e a outra metade, 40 dias após, em cobertura.

O experimento foi instalado em 2008, com parcelas de 6 x 8 m, mantendo-se 1 m de bordadura, totalizando uma área útil de 35 m^2 . Entre os blocos e as parcelas foram ainda mantidos corredores de 2 m de largura (Figura 2).

Figura 2 – Croqui do experimento localizado na Fazenda Experimental do Instituto Agronômico do Paraná, em Londrina (PR), indicando a disposição dos blocos e dos tratamentos.



O lixiviado foi aplicado na área por 12 vezes desde a instalação do experimento em 2008 até 2012, sendo cultivado com cereais no inverno e no verão (Tabela 4), por serem culturas com maior demanda por N. Em Agosto/2012, foram obtidas amostras compostas das camadas superficiais (0-10 cm e 10-20 cm) a partir de 8 sub-amostras por parcela e subsuperficiais (20-40 cm e 40-60 cm) a partir de 4 sub-amostras por parcela. Na época de amostragem a área estava com trigo na fase de enchimento de grãos.

Tabela 4 – Histórico da área experimental e aplicações do lixiviado de aterro sanitário de 2008 a 2012.

Época	Ano					
	2008	2009	2010	2011	2012	
Aplicações lixiviado	3	3	2	2	2	
Culturas	Inverno	Pousio	Aveia preta ²	Aveia preta	Aveia	Trigo ³
	Verão	Milho híbrido ¹	Milho híbrido ¹	Milho híbrido ¹	Milho	Milho ⁴

¹2B710- Dow AgroSciences; ²variedade IAPAR 61; ³IPR 144; ⁴IPR 166.

As análises microbiológicas e bioquímicas foram realizadas apenas na camada de 0-10 cm em umidade de campo. Os resultados foram expressos com base em solo seco a 105 °C. As análises químicas e físicas foram realizadas para todas as profundidades após a secagem ao ar.

3.4.4 Análises Químicas e Físicas

O pH em CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ (PAVAN et al., 1992), em água e em KCl 1 mol L⁻¹ foram determinados por potenciômetro, na proporção 1:2,5 (m:v) após agitação por 15 min e repouso por 30 min. A condutividade elétrica foi determinada em água, na proporção 1:2 (m:v). Após agitação e filtragem, a leitura foi realizada em condutivímetro.

O N mineral (amônio e nitrato) foi extraído do solo com umidade de campo com solução de KCl 2 mol L⁻¹. O amônio foi determinado por método colorimétrico, e após a adição dos reagentes para o desenvolvimento da cor, a leitura foi realizada em espectrofotômetro a 697 nm pelo método verde de salicilato (SEARLE, 1984). O nitrato foi determinado seguindo o método da delta absorvância em espectrofotômetro na faixa ultravioleta. Anteriormente à leitura, as amostras foram acidificadas com HCl 1N para prevenir interferências de hidróxidos e carbonatos. A leitura realizada a 220 e 275 nm (APHA, 2005).

Para determinação dos teores de sódio (TEDESCO et al., 1995) e potássio (PAVAN et al., 1992), procedeu-se a extração utilizando a solução extratora

de Mehlich I a partir de 5 cm³ de solo em 50 mL de solução extratora, de onde se retirou uma alíquota para proceder as leituras em fotômetro de chama.

A argila dispersa em água foi avaliada utilizando-se 20 g de solo seco. Após agitações em água destilada seguidas de repousos, uma alíquota do sobrenadante foi pipetada em placa de petri e seca em estufa a 105°C. Após pesagem do conjunto procedeu-se ao cálculo da % da argila dispersa do solo (EMBRAPA, 1997).

A determinação da resistência do solo à penetração foi realizada com o auxílio do penetrômetro de impacto (STOLF; FERNANDES; FURLANI NETO, 1983; CAMARGO; ALLEONI, 1997). Para o cálculo da resistência do solo à penetração, utilizou-se a seguinte equação:

$$R(\text{MPa}) = 0,0980665 \times (5,6 + 6,89N), \text{ onde,}$$

R= Resistência à penetração do solo,

N = Impactos/dm

OBS: Equação válida para penetrômetros que apresentem as seguintes características: massa de impacto = 4 kg (modelo comercial); massa do corpo do penetrômetro igual 3,2 kg; altura da queda da massa de impacto = 40 cm); área da base do cone de penetração de ponta fina = 1,28 cm²).

3.4.5 Análises Microbiológicas e Bioquímicas

As biomassas microbianas de C e de N foram determinadas pelo método de fumigação e extração descrito por Vance; Brookes; Jenkinson (1987). Foram pesadas duas sub-amostras de solo e a umidade ajustada a 60% da capacidade de retenção de água em snap-caps, sendo que uma delas foi fumigada com clorofórmio por 24 h e a outra não sofreu fumigação. Após o período de incubação, as amostras foram extraídas com K₂SO₄ 0,5 mol L⁻¹ e filtradas. O N da biomassa microbiana foi determinado por colorimetria após a digestão sulfúrica de uma alíquota do extrato. As biomassas microbianas de C e N foram estimadas com base na diferença entre os teores presentes no extrato da amostra fumigada e não fumigada, utilizando um fator K_c= 0,33 para carbono (VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987) e K_n= 0,68 para nitrogênio (BROOKES et al., 1985).

A respiração basal foi avaliada incubando-se a amostra a 28 °C por 3 dias no escuro em frascos hermeticamente fechados contendo solução NaOH

como armadilha para o CO₂ (ALEF, 1995). A razão entre a respiração microbiana diária e a biomassa microbiana de C forneceu o quociente metabólico (qCO_2) (ANDERSON; DOMSCH, 1993).

Na avaliação da atividade da desidrogenase (CASIDA Jr; KLEIN; SANTORO, 1964) foi utilizada uma solução 1,5% de cloreto de trifeniltetrazólio (TTC) como substrato, na proporção 1:1 com a amostra de solo. Após incubação a 37 °C por 24 h foi realizada extração com metanol e o extrato lido em espectrofotômetro a 485 nm. Já a atividade da celulase (EC 3.2.1.4) foi avaliada pela incubação de 10 g da amostra em tampão acetato pH 5,5 na presença de carboximetil celulose 0,7%. Os açúcares redutores (AR) produzidos foram quantificados em espectrofotômetro pelo método do Azul da Prússia (SCHINNER; VON MERSI, 1990).

As atividades da urease (EC 3.5.1.5) e da glutaminase (EC 3.5.1.2) foram avaliadas em 1 g da amostra suspensa em 9 mL de tampão THAM 0,05 mol L⁻¹ a pH 9 para urease e THAM 0,1 mol L⁻¹ a pH 10 glutaminase) e 1 mL de solução de ureia 0,2 mol L⁻¹ ou L-glutamina 0,5 mol L⁻¹ como substrato, respectivamente (TABATABAI; BREMNER, 1972), incubados a 37 °C por 2 h. A atividade enzimática foi quantificada pelo amônio liberado na reação, determinado pelo método de destilação a vapor. A atividade da fosfatase ácida (EC 3.1.3.2) foi avaliada com o uso de uma solução de p-nitrofenil fosfato (0,05 mol L⁻¹) como substrato (TABATABAI; BREMNER, 1969). As amostras foram incubadas com solução tampão pH 6,5 com 1 mL do substrato e incubadas a 37 °C por 20 min. Após paralisação da reação com CaCl₂ e NaOH, a mistura foi filtrada e o p-nitrofenol quantificado por espectrofotômetro a 420 nm.

3.4.6 Análise Estatística

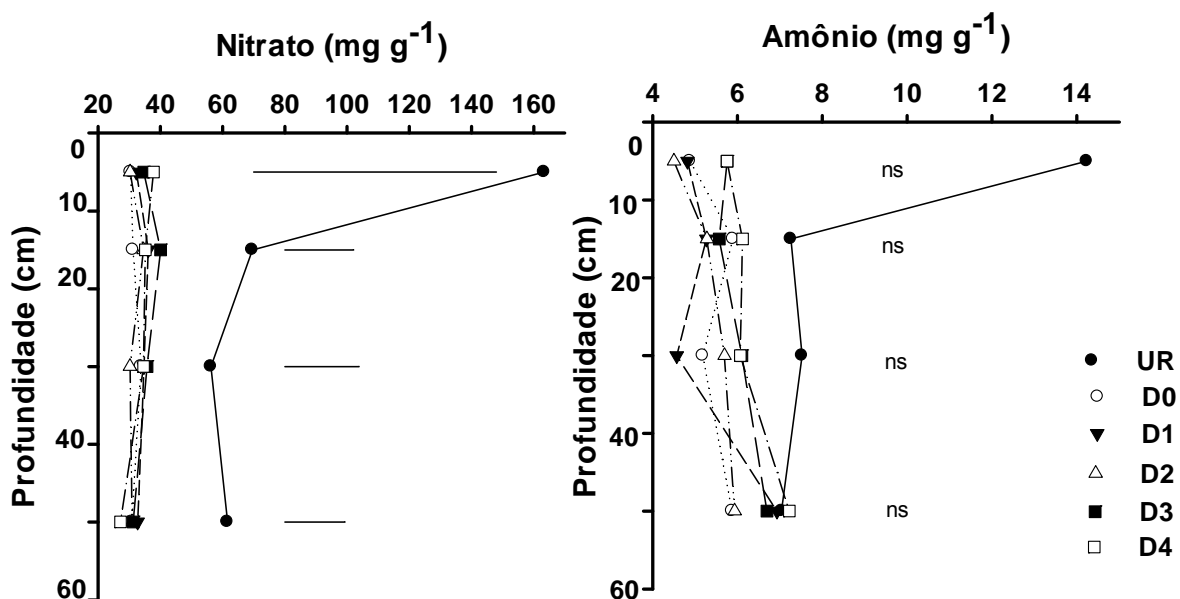
Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância ($p < 0,05$) e realizada a comparação de médias pelo teste de Tukey, a 5% de significância ($p < 0,05$) utilizando o programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2007).

3.5 RESULTADOS

O efeito dos tratamentos foi significativo em todas as profundidades sobre o teor de nitrato (Figura 3). Entretanto, o tratamento que se destacou dos

demais foi o que recebeu N mineral (UR), apresentando os maiores teores em todas as profundidades, enquanto as doses não diferiram estatisticamente entre si. Os teores de nitrato variaram de 30,25 a 37,75 mg g⁻¹ na profundidade de 0-10 cm, sendo o menor valor encontrado no tratamento D2 e o maior em D4. Houve tendência à redução dos teores nas maiores profundidades, entretanto, não ocorreu grande variação, e os valores se mantiveram entre 30 e 40 mg g⁻¹. O tratamento com N mineral propiciou comportamento semelhante tanto nos teores de nitrato quanto nos de amônio, apresentando maiores valores na camada de 0-10 cm e diminuição ao longo do perfil do solo. Entretanto, não houve diferença significativa entre os tratamentos quanto ao teor de amônio no solo (Figura 3). Os teores de amônio tiveram leve aumento com a profundidade nos tratamentos que receberam lixiviado, sendo que na camada superficial (0-10 cm) o menor valor encontrado foi de 4,49 mg g⁻¹ em D2, enquanto na camada subsuperficial (40-60 cm) o menor teor foi 5,87 mg g⁻¹ em D0.

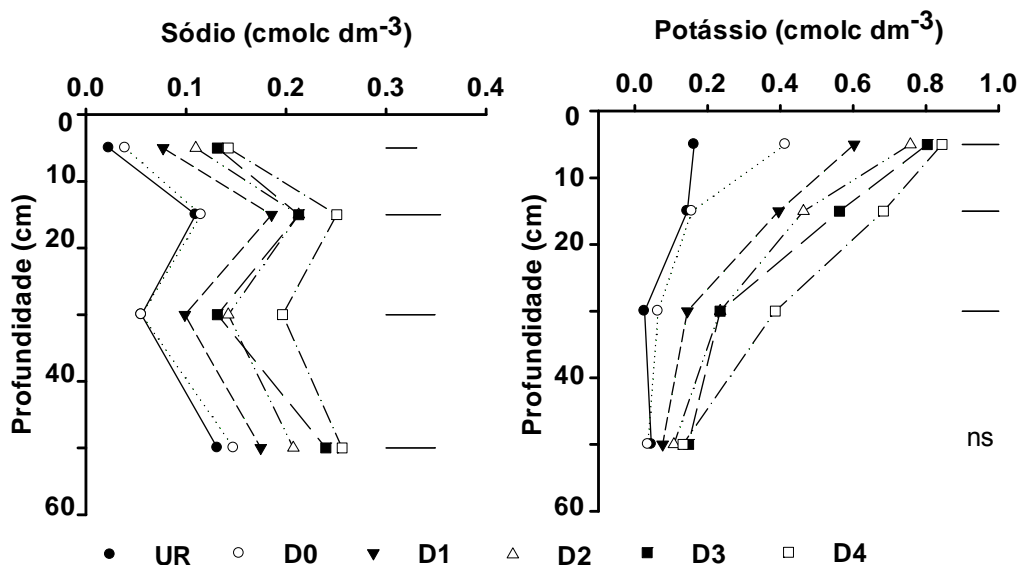
Figura 3 – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) no teor de nitrato e amônio nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade do solo. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) para cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem lixiviado; D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹; UR = N-mineral na forma de ureia.



A aplicação do lixiviado de aterro sanitário causou alterações significativas nos teores de sódio e os efeitos foram observados em todas as profundidades (Figura 4). Os menores valores ocorreram nos tratamentos D0 e UR, enquanto que o aumento das doses resultou em teores mais elevados de sódio em todas as profundidades. Na camada superficial, o menor valor foi de 0,02 cmolc dm⁻³ no tratamento UR e o maior, atingindo 0,14 cmolc dm⁻³, na maior dose (D4). Contudo, na profundidade de 40-60 cm os teores foram mais elevados, variando de 0,13 a 0,25 cmolc dm⁻³, respectivamente nos tratamentos UR e D4. Houve um deslocamento do sódio ao longo do perfil do solo, com aumentos expressivos dos teores no solo dos tratamentos correspondentes às maiores doses.

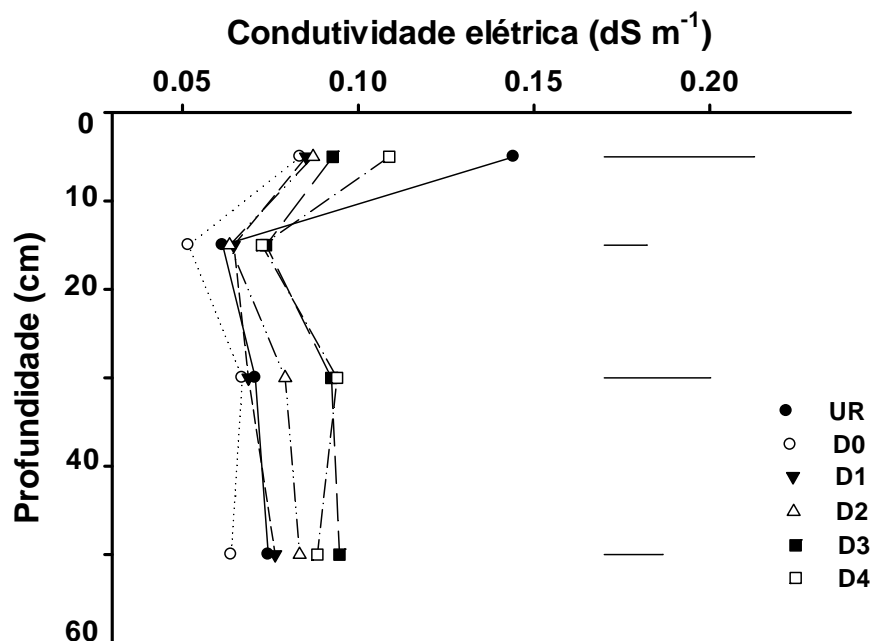
Os teores de potássio foram mais elevados na camada 0-10 cm e diminuíram com o aumento da profundidade. Houve diferenças significativas em três profundidades como consequência da aplicação do lixiviado de aterro sanitário, em que as maiores doses resultaram em aumento dos teores em relação a D0 e UR (Figura 4). O solo do tratamento UR apresentou teor próximo ao do controle em todas as camadas, exceto na de 0-10 cm onde se observou o menor teor entre os tratamentos.

Figura 4 – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) no teor de sódio e potássio nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade do solo. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) para cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem lixiviado; D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹; UR = N-mineral na forma de ureia.



A condutividade elétrica (CE) aumentou significativamente com os tratamentos em todas as profundidades (Figura 5). Os maiores valores foram obtidos na camada superficial, seguido de uma redução na camada de 10-20 cm. Nas camadas mais profundas, a condutividade tornou a aumentar sem, contudo, atingir os valores encontrados na camada de 0-10 cm. Nota-se que o solo dos tratamentos com maior volume de lixiviado de aterro sanitário teve maior condutividade quando comparados ao do tratamento controle. Já o tratamento com ureia resultou em efeito mais evidente na condutividade na camada superficial, a partir da qual ocorreu uma redução dos valores ao longo do perfil do solo, se aproximando do tratamento controle.

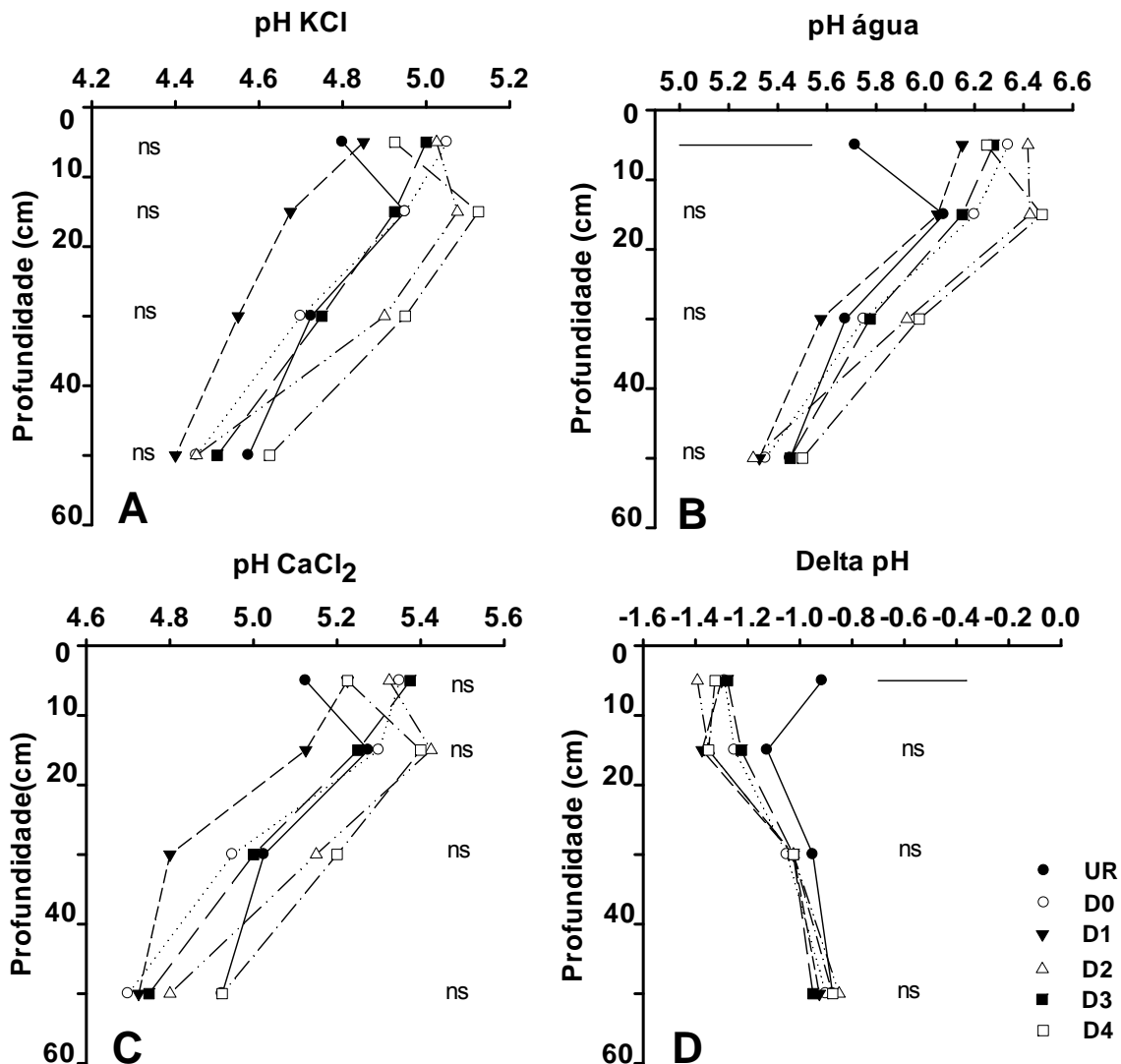
Figura 5 – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) na condutividade elétrica nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade do solo. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; UR = N-mineral na forma de ureia.



A aplicação do lixiviado de aterro sanitário aumentou o pH do solo determinado em água, na camada superficial, sendo que o solo do tratamento que recebeu UR apresentou o menor valor. Todos os valores de pH diminuíram com a profundidade. Assim como o pH em água, o delta pH foi menos negativo no solo que

recebeu N mineral, em relação aos valores encontrados nos demais tratamentos, apenas na profundidade de 0-10 cm (Figura 6).

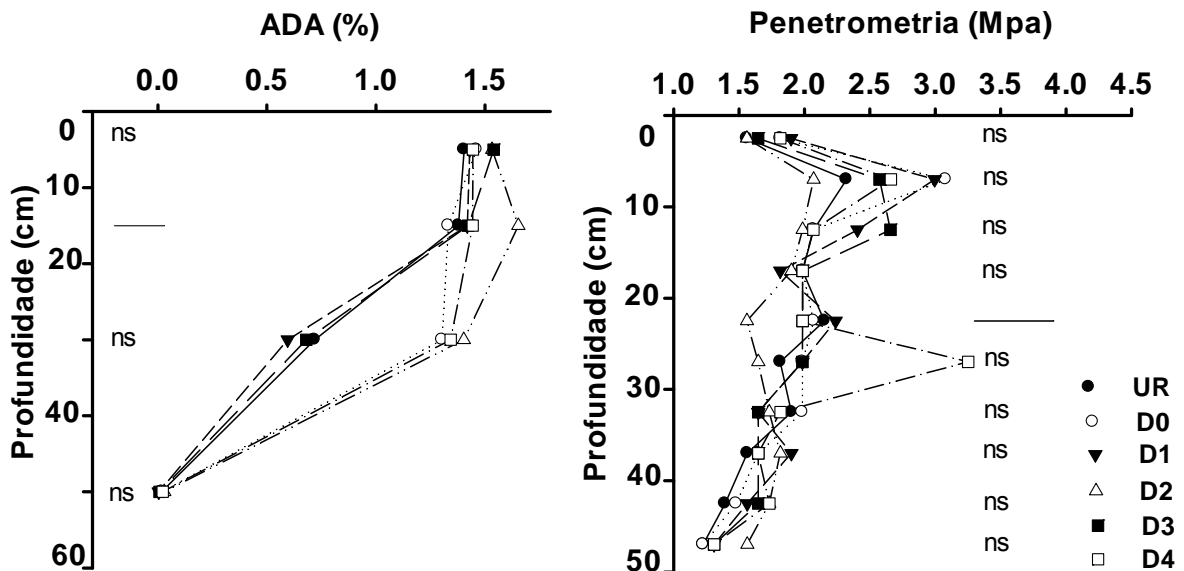
Figura 6 – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) no pH (em KCl, água, CaCl_2) e no delta pH nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade do solo. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) para cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: $D1 = 32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; $D2 = 65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; $D3 = 98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; $D4 = 130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; UR = N-mineral na forma de ureia.



A argila dispersa em água (ADA) sofreu efeito significativo dos tratamentos apenas na camada de 10-20 cm, em que foi possível verificar um aumento da dispersão na segunda dose de lixiviado de aterro sanitário (Figura 7). Já para penetrometria, a aplicação do lixiviado de aterro sanitário causou efeito

significativo apenas na camada 20-25 cm, onde os menores valores foram encontrados no tratamento com a dose D2. Na profundidade de 25-30 cm, o solo do tratamento que recebeu a maior dose apresentou 3,25 MPa, enquanto o solo do tratamento controle apresentou 1,98 MPa. Os valores mais expressivos foram encontrados na profundidade de 5-15 cm, onde foi necessária uma força maior para penetrar o solo.

Figura 7 – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) na argila dispersa em água (ADA) e na resistência à penetração nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade do solo. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; UR = N-mineral na forma de ureia.



Em relações às avaliações microbiológicas, houve efeito significativo das doses de lixiviado de aterro sanitário apenas na biomassa microbiana de nitrogênio (BMN) e na respiração basal. As demais variáveis não foram influenciadas pelos tratamentos (Tabela 5). A biomassa microbiana de carbono (BMC) variou de 380 a 554 mg kg^{-1} , sem efeito dos tratamentos. O maior valor de BMN foi 26 mg kg^{-1} em D1, seguido de valores intermediários em UR, D4 e D0, e o menor valor em D2. O efeito mais expressivo da aplicação do lixiviado de aterro sanitário sobre a respiração basal foi de $66,5 \text{ } \mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ no tratamento D4, enquanto no tratamento

controle e no que recebeu N mineral (UR) foram obtidos os menores valores, 50,9 e 46,4 $\mu\text{g CO}_2 \text{g}^{-1} \text{d}^{-1}$, respectivamente.

Tabela 5 – Efeito da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) sobre atributos microbiológicos do solo na camada 0-10 cm de profundidade.

ATRIBUTO	TRATAMENTOS					
	UR	D0	D1	D2	D3	D4
BMC (mg kg^{-1})	392 a	380 a	555 a	509 a	495 a	457 a
BMN (mg kg^{-1})	24,1 b	19,2 b	26,0 a	14,0 c	15,1 b	21,5 b
Respiração basal ($\mu\text{g CO}_2 \text{g}^{-1} \text{d}^{-1}$)	46,4 c	50,9 b	64,1 b	58,7 b	58,1 b	66,5 a
qCO₂ ($\text{mg C-CO}_2 \text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$)	1,41 a	1,58 a	1,61 a	1,38 a	1,35 a	1,83 a

*Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem pelo teste *t* a 5% de significância. BMC – Biomassa Microbiana de Carbono; BMN – Biomassa Microbiana de Nitrogênio. D0 = sem lixiviado; D1 = 32,71 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; D2 = 65,42 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; D3 = 98,13 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; D4 = 130,83 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; UR = N-mineral na forma de ureia.

A aplicação do lixiviado de aterro sanitário causou efeitos apenas na atividade da desidrogenase e celulase (Tabela 6). A atividade da desidrogenase diminuiu com o aumento das doses de lixiviado de aterro sanitário, sendo que o solo do tratamento UR teve menor atividade do que o do controle e todos os tratamentos que receberam o lixiviado. Similarmente, a atividade da celulase foi menor no tratamento UR, enquanto que nos tratamentos que receberam lixiviado houve um aumento até D3, seguido de queda em D4. As enzimas relacionadas à ciclagem de nitrogênio não foram significativamente influenciadas pela adição do resíduo.

Tabela 6 – Efeito das doses de lixiviado de aterro sanitário e adição de N mineral (UR) sobre as enzimas do solo na camada 0-10 cm de profundidade.

ENZIMAS	TRATAMENTOS					
	UR	D0	D1	D2	D3	D4
Desidrogenase ⁽¹⁾ ($\mu\text{g TFF g}^{-1} \text{d}^{-1}$)	12,1 c	19,7 a	19,5 a	16,9 b	17,7 b	15,6 b
Fosfatase Ácida ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	321 a	355 a	342 a	390 a	384 a	384 a
Celulase ($\mu\text{g glicose g}^{-1} \text{d}^{-1}$)	2,8 c	51,6 b	61,3 b	61,1 b	89,2 a	38,6 b
Glutaminase ($\mu\text{g N gss}^{-1}$)	271,8 a	224,7 a	252,7 a	268,4 a	278,8 a	324,6 a
Urease ($\mu\text{g N gss}^{-1}$)	50,4 a	45,6a	61,1 a	40,8 a	73,7 a	56,0 a

⁽¹⁾ TFF, trifetil formazan. *Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem pelo teste *t* a 5% de significância. D0 = sem lixiviado; D1 = 32,71 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; D2 = 65,42 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; D3 = 98,13 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; D4 = 130,83 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; UR = N-mineral na forma de ureia.

3.6 DISCUSSÃO

O teor de amônio no solo foi semelhante ao encontrado por Panchoni (2011), em amostragens realizadas na mesma área, porém após sete aplicações do lixiviado. O não efeito dos tratamentos comparados ao controle provavelmente ocorreu devido ao longo período desde a última aplicação do lixiviado de aterro sanitário até a amostragem de solo, cerca de 40 dias, o que é tempo suficiente para que o amônio fosse convertido a nitrato pela nitrificação, visto que esse processo no solo ocorre em poucas semanas (MARTINÊS et al., 2010; SANTOS et al., 2013).

Na superfície, os menores teores de amônio em relação às demais profundidades corroboram os resultados encontrados por Gloaguen et al. (2007) na solução do solo e podem ser justificados por perdas por volatilização do N, mas principalmente devido à nitrificação. A redução do teor de amônio em superfície também deve estar relacionada à presença de plantas de trigo na época da aplicação do lixiviado, que contribuem para imobilizar o nutriente, pois esta é uma das formas de absorção de N pelas plantas.

Contrariamente aos tratamentos com lixiviado, o tratamento com N mineral na forma de ureia resultou em maiores teores de amônio e de nitrato na camada de 0-10 cm do solo, o que já era esperado, pois o N aplicado na forma de ureia é rapidamente convertido a formas inorgânicas de nitrogênio após a ação da urease que o converte a amônia e em seguida reage com prótons da solução do solo para formar o íon amônio. Uma vez convertido a amônio pode ser absorvido pelas plantas, mas também é rapidamente convertido a nitrato, o qual é uma das formas preferencialmente absorvidas pelas plantas, mas está mais sujeita a perdas por lixiviação ou desnitrificação.

O teor de nitrato no solo se manteve uniforme ao longo do perfil, apesar dos teores significativamente maiores no tratamento que recebeu ureia. Isso se deve ao fato de a amostragem ter ocorrido 40 dias depois da última aplicação de lixiviado de aterro sanitário (realizada na semeadura do trigo), quando ocorreram altos índices pluviométricos que contribuíram para perdas do ânion por lixiviação ao longo do perfil do solo. A presença da cultura de trigo pode ter contribuído com a remoção do nitrato do solo pela absorção e imobilização do N em sua biomassa. Similar comportamento do nitrato foi sugerido por Gloaguen et al., (2007) em solo

que recebeu efluente de esgoto tratado. No tratamento que recebeu ureia, os baixos teores de amônio no solo condizem com o aumento nos teores de nitrato na mesma camada (exceto de 0-10 cm) devido à oxidação deste a nitrato por microrganismos. Santos et al. (2013) observaram valores mais altos de nitrato (até 160 mg kg^{-1}) do que de amônio (até 30 mg kg^{-1}) na camada superficial, na primeira amostragem realizada neste experimento.

No solo deste experimento houve predominância de cargas negativas, como indicado pelo valor de delta-pH negativo e, portanto, o nitrato por ser um ânion fica livre na solução, possibilitando perdas por lixiviação, principalmente em áreas com grande precipitação pluviométrica, como o caso nesse trabalho, em que o acúmulo de chuva entre última aplicação do lixiviado e a amostragem do solo totalizou 377,3 mm. Portanto, para a disposição de resíduos ricos em N no solo, as doses devem ser calculadas baseadas na necessidade da cultura para que não ocorram perdas de nitrogênio na forma de nitrato.

A grande quantidade de sódio e potássio presente no resíduo aplicado (cerca de 1 g L^{-1} de cada cátion) levou ao aumento das suas concentrações no solo, sem que isso causasse grandes alterações na física do solo e na comunidade microbiana e sua atividade. Apesar da composição do resíduo ser variável com a sazonalidade, apresentando diluição nos períodos chuvosos e concentração nos períodos secos, esses íons juntamente com N que é predominantemente amoniacal e Cl^- , são cargas com grande representatividade em solo acrescidos de lixiviado de aterro sanitário (SANTOS et al., 2013). Gros et al. (2006) e Leal et al. (2009) observaram elevados teores de sódio após aplicação de resíduos ao solo, os quais permaneceram altos até vários meses após a aplicação. Apesar da relativamente fácil mobilidade do Na^+ no perfil do solo, como determinado pela série liotrópica, efeito evidente das doses ainda foi constatado, enquanto que as formas nitrogenadas provenientes do lixiviado já não eram mais constatadas.

O Na^+ é o principal cátion responsável pela salinidade na solução do solo, e seus teores dependem de fatores como: a dinâmica do Ca^{2+} , Mg^{2+} , carbonatos e bicarbonatos, além da permeabilidade do solo a esse íon, da quantidade retirada pelas plantas e da concentração de sódio no resíduo (RENGASAMY; OLSSON, 1993; TILLMAN; SURAPANENI, 2002; SANTOS, 2004).

Os teores de sódio têm significativa correlação com a condutividade elétrica do solo, considerada um bom indicador de potenciais problemas de

salinidade por ser determinado através de análise simples e prática (GLOAGUEN et al., 2007; LONCNAR et al., 2010). O aumento nos teores de sódio e potássio com as doses de lixiviado de aterro sanitário indicam alterações nas propriedades químicas do solo, associado com o aumento da condutividade elétrica. A utilização de lixiviados com condutividade elétrica elevada para irrigação não é recomendada, pois pode afetar o desenvolvimento das plantas e a longo prazo pode causar a dispersão de argilas devido à presença de Na^+ e K^+ (DOBSON; MOFFAT, 1995).

Loncnar et al. (2010) observaram elevados valores de condutividade elétrica do solo, devido à grande concentração de sais presentes neste tipo de resíduo. Resíduos como efluente de indústria sucroalcooleira também aumentam a condutividade elétrica do solo pelo acúmulo de cátions, principalmente K^+ (NAGARAJU et al., 2007). Além disso, a alta salinidade do solo pode causar danos ao tecido vegetal, como clorose e necrose, redução de biomassa vegetal e até mesmo a mortalidade de plantas (MENSER; WINANT; BENNETT, 1983; ZALESNY et al., 2008).

Nesse trabalho, a condutividade elétrica acompanhou a distribuição do K^+ na camada superficial e, nas camadas mais profundas, seguiu o padrão de distribuição apresentado pelos teores de Na^+ . Como observado, o Na^+ apresenta maior mobilidade que o K^+ , sendo que o primeiro apresentou maiores concentrações nas camadas mais profundas, enquanto que o segundo apresentou teores mais elevados superficialmente, diminuindo ao longo do perfil do solo. O delta pH negativo indica a predominância de cargas negativas no solo, o que proporciona maior retenção de cátions do que de ânions aos colóides do solo. O aumento de cargas negativas nas maiores profundidades pode ter imobilizado parte do potássio disponível na solução do solo, pois estes teores diminuíram enquanto o delta pH aumentou com a profundidade.

Íons de carga positiva em elevadas concentrações podem dispersar argila e assim afetar a agregação do solo, o que foi notado na profundidade de 10-20 cm, onde a ADA variou de 1,3 a 1,65 %. Apesar de o K^+ também agir como dispersante de argilas, ele é um macronutriente, essencial ao desenvolvimento das plantas e é absorvido em grandes quantidades, inclusive com absorção de luxo, isto é, além das necessidades das plantas. Porém, características do solo, tais como a interação entre cátions, como o Mg^{2+} , e também com o pH, influenciam no potencial dispersante do sódio, sendo maior a dispersão de argilas quanto mais alto for o pH

(LEAL et al., 2009). Gloaguen et al. (2007) encontraram teores de Mg^{2+} mais elevados do que os de Na^+ na solução do solo quando se aplicou efluente de esgoto tratado na área, o que sugere a ocorrência de processos de troca e deslocamento de cátions no complexo de troca do solo.

A variação do pH do solo se correlaciona com o poder tamponante dos coloides, sendo mais elevado quanto maiores forem os teores de óxidos de Fe e Al e de argila (DIAS et al., 1994; SILVA et al., 1995; ABREU Jr. et al., 2000). O pH do solo não foi alterado significativamente pela aplicação do lixiviado, possivelmente, devido aos elevados teores de argila e de óxidos de Fe e Al, característicos de solos tropicais. Nesse experimento, pode-se notar a redução do pH ao longo do perfil do solo, o que provavelmente possibilitou maior floculação das argilas nas maiores profundidades.

Nas camadas superficiais, todos os tratamentos apresentaram certo grau de dispersão de argila, inclusive o tratamento controle e o tratamento que recebeu ureia, o que provavelmente se deve ao revolvimento do solo na semeadura das culturas em sucessão na área, além do valor mais elevado de pH. Assim como Santos et al. (2013), neste trabalho não foi observada dispersão de argila no solo sob a aplicação do lixiviado de aterro sanitário, onde os valores se aproximaram a 0 nas maiores profundidades, possivelmente devido à presença de óxidos de Fe e Al e menor pH, que contribuem para a floculação das argilas. O teor de argila dispersa em água pode variar com a textura e a mineralogia do solo, além de apresentar alta correlação com a resistência do solo à penetração (CORRÊA et al., 2008).

A utilização de máquinas cada vez maiores e mais pesadas, juntamente com a dispersão de argilas, pode se tornar um problema para agricultura moderna, pois pode ocasionar o adensamento do solo. Neste experimento, foi verificada uma maior resistência à penetração na camada de 5-15 cm e também na profundidade de 25-30 cm na maior dose aplicada de lixiviado (D4). Solos argilosos são mais propensos ao adensamento que outros com diferentes composições texturais (CORRÊA et al., 2008).

A adição de resíduos ao solo pode estimular a respiração basal (ROS; HERNÁNDEZ; GARCÍA, 2003), a biomassa microbiana e a atividade de enzimas (CHU et al., 2007), sobretudo se apresentarem teores significativos de carbono de fácil degradação, não estabilizado biologicamente. Neste estudo, as avaliações indicaram que houve efeito significativo das doses do lixiviado de aterro

sanitário sobre a BMN, a respiração basal, a atividade da desidrogenase e da celulase. Entretanto, a BMC e a atividade das demais enzimas não foram influenciadas. O nitrogênio é um fator limitante ao desenvolvimento da comunidade microbiana do solo, portanto resíduos com altos teores desse nutriente, como o lixiviado de aterro, podem alterar a biomassa, a atividade e a composição da comunidade microbiana do solo (SARATHCHANDRA et al., 2001). Resíduos com relação DQO/DBO entre 1,5 e 3,5 são considerados materiais de fácil biodegradação (ABREU JUNIOR et al., 2005). Entretanto, o lixiviado utilizado no experimento apresentou em média 14,46 de DQO/DBO, indicando que o carbono do lixiviado é recalcitrante. O lixiviado do aterro de Londrina-PR encontra-se na fase metanogênica de decomposição, com características de pH na faixa da alcalinidade, e baixos teores de C orgânico prontamente assimiláveis, predominantemente na forma de ácidos húmicos e fúlvicos, que são recalcitrantes à ação microbiana (KULIKOWSKA; KLIMIUK, 2008; MANGIMBULUDE et al., 2009). Portanto, já era esperado o não efeito do resíduo sobre a BMC. Nakatani et al. (2011), em experimento com a aplicação de doses de lodo de curtume ao solo, também não observaram efeitos significativos sobre a biomassa microbiana de C e sobre a atividade da glutaminase. Entretanto, o lodo de curtume estimulou a respiração basal, principalmente, depois de cada aplicação com valores 3,3 vezes maiores em relação ao tratamento controle. A respiração basal se comportou de forma semelhante neste trabalho, em que todos os solos dos tratamentos que receberam o lixiviado liberaram maior quantidade de C-CO₂ do que nos tratamentos DO e UR.

De acordo com Khorsandi e Nourbakhsh (2008), a urease é uma das enzimas mais sensíveis para estimar o potencial de mineralização do N em solos acrescidos de resíduos orgânicos ricos em N. Neste experimento, a atividade desta enzima não foi alterada pela adição do resíduo, provavelmente pelo fato de o N presente no resíduo ser predominantemente mineral, já na forma amoniacal e nítrica, sobre as quais essa enzima não tem efeito.

A desidrogenase teve sua atividade reduzida pelas aplicações de lixiviado de aterro sanitário, assim como ocorreu em avaliações anteriormente realizadas em Panchoni (2011). O tratamento agrônomico com adição de N na forma de ureia teve um efeito inibitório maior do que o do resíduo aplicado, com o menor valor de atividade da desidrogenase do solo entre todos os tratamentos. Esse feito pode ser atribuído ao aumento da salinidade causada pela adição das doses de

lixiviado e pelo fertilizante mineral no tratamento UR, conforme observado pelo aumento da condutividade elétrica. A comunidade microbiana é bastante sensível à salinidade e assim pode haver sua inibição, conforme sugere a diminuição da atividade da desidrogenase.

3.7 CONCLUSÕES

O efeito da aplicação de lixiviado de aterro foi maior nos atributos químicos, aumentando os teores de sódio, potássio e a condutividade elétrica do solo.

Os indicadores microbiológicos e bioquímicos, por sua vez, foram pouco influenciados pela aplicação do resíduo, havendo poucas alterações na biomassa de N, na respiração basal e também na atividade da desidrogenase e da celulase, o que sugere baixo efeito negativo do lixiviado de aterro sanitário sobre a comunidade de microrganismos do solo, mesmo após a realização de 12 aplicações ao longo de 5 anos.

A utilização de lixiviado de aterro na agricultura deve ser monitorada constantemente por meio de indicadores químicos, físicos e microbiológicos, a fim de prevenir eventual degradação do solo.

REFERÊNCIAS

- ABREU JÚNIOR., C.H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A.F.; ALVAREZ, V.F.C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p. 635-647, 2000.
- ABREU JÚNIOR., C.H.; BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J.C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. In: **Tópicos em ciência do solo**, Viçosa-MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.4, p.391-470, 2005.
- AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. **Desalination**, v.287, p.41–54, 2012.
- ALCÂNTARA, M.A.K.; AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O.A.; CANTARELLA, H. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 42, n. 4, p.547-555, 2007.
- ALEF, K. Soil respiration. In: ALEF, K. e NANNIPIERI, P. **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**. London: Academic Press, p.214-219. 1995.
- ANDERSON, T.H. Physiological analysis of microbial communities in soil: application and limitations. In: Ritz, K., Dighton, J., Giller, K.E. (Eds.), *Beyond the Biomass*. **British Society Soil Science**, BSSS, Wiley-Sayce, UK, p. 67–76, 1994.
- ANDERSON, T.H., DOMSCH, K.H. The metabolic quotient from CO₂ (*q*CO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, p.393-395, 1993.
- ANDRADE, G.; NOGUEIRA, M.A. Bioindicadores para uma análise de risco ambiental: Organismos geneticamente modificados e grupos funcionais de microrganismos do solo. **Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**, v.34. p.11-19, 2005.
- APHA. **Standard methods for the examination for water and wastewater**. 21th ed. Washington: APHA; American Water Works Association; Water Environment Federation1600p., 2005.
- BAIG, S.; COULOMB, I.; COURANT, P.; LIECHTI, P. Treatment of landfill leachates:Lapeyrouse and Satrod case studies. **Ozone Science Engineering**, v.21, p.1–22, 1999.
- BALOTA, E. L.; COLOZZI-FILHO,A.; ANDRADE,D. S.; HUNGRIA ,M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.641-649, 1998.
- BALOTA, E.L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D.S.; DICK, R.P. Microbial biomass in soils under different tillage and crop rotation systems. **Biology and Fertility of Soils**, v.38, p.15–20, 2003.

- BARLAZ, M. A. Microbial studies of landfills and anaerobic refuse decomposition. In: HURST, C. J. et al. **Manual of Environmental Microbiology**. Washington: ASM Press, p. 541-557, 1996.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**, 2010.
- BROOKES, P.C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.17, p.837-842, 1985.
- BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, v.19, p.269-279, 1995.
- BUCHANAN, M.; KING, L.D. Seasonal fluctuations in soil microbial biomass carbon, phosphorus, and activity in no-till and reduced-chemical-input maize agroecosystems. **Biology and Fertility of Soils**, v.13, p.211-217, 1992.
- CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. 1997. **Compactação do solo e o desenvolvimento de plantas**. 132p. Piracicaba: ESALQ, 1997.
- CASIDA Jr., L.E., KLEIN, D.A., SANTORO, T. Soil dehydrogenase activity. **Soil Science**, v. 98, p.371-376, 1964.
- CHAER, G.M.; TÓTOLA, M.R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p.1381-1396, 2007.
- CHU H, LIN X, FUJII T, MORIMOTO S, YAGI K, HU J, et al. Soil microbial biomass, dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management. **Soil Biology and Biochemistry**, v.39(11), p.2971-6, 2007.
- CORRÊA, M.M.; DE ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S.; SCHAEFER, C.E.G.R.; PEREIRA, T.T.C.; ALMEIDA, C.C. Ácidos orgânicos de baixo peso molecular e ácidos húmicos e alterações em algumas propriedades físicas e químicas de Latossolos, Plintossolo e Neossolo quartzarênico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.121-131, 2008.
- DIAS, F.L.F. **Efeito da aplicação de calcário, lodo de esgoto e vinhaça em solo cultivado com sorgo granífero (*Sorghum bicolor* L.)**. 1994. 74p. Jaboticabal, Universidade Estadual de São Paulo, 1994.
- DICK, W.A.; TABATABAI, M.A. Significance and potential uses of soil enzymes. In: METTING JUNIOR, F.B. (Ed.). **Soil microbial ecology applications in agricultural and environmental management**. New York: M. Dekker, p.95-127, 1993.
- DINESH, R., GHOSHAL CHAUDHURI, S., GANESHAMURTHY, A.N., DEY, C. Changes in soil microbial indices and their relationships following deforestation and cultivation in wet tropical forests. **Applied Soil Ecology**, v.24, p.17-26, 2003.
- DOBSON, M.C., MOFFAT, A.J. A reevaluation of objections to tree planting on containment landfills. **Waste Management and Research**, v.13, p.579-600, 1995.

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

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Classificação de Solos. p. 212, 1997.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de análise química dos solos, plantas e fertilizantes**. Embrapa Solos, p. 370, 1999.

FAGOTTI, D. S. L.; MIYAUCHI, M. Y. H.; OLIVEIRA, A. G.; SANTINONI, I. A.; EBERHARDT, D. N.; NIMTZ, A.; RIBEIRO, R. A.; PAULA, A. M.; QUEIROZ, C. A. S.; ANDRADE, G.; ZANGARO, W.; NOGUEIRA, M. A. Gradients in N-cycling attributes along different land-use systems are indicative of soil capacity for N supply. **Soil Use Management**, doi: 10.1111/j.1475-2743.2012.00418.x, 2012.

FERREIRA, D.F. **Programa SISVAR versão 4.6 (Build 62)**. Disponível em: <<http://www.dex.ufla.br/~danielff/software.htm>>. Acesso em: 15 jan. 2007.

FRANCHINI, J.C.; CRISPINO, C.C.; SOUZA, R.A.; TORRES, E.; HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research** 92, 18–29, 2007.

FOO, K.Y.; HAMEED, B.H. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process, **Journal Hazardous Materials**, v.171, p. 54–60, 2009.

GIORDANO, G. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Rio de Janeiro: ABES, 2004.

GLOAGUEN, T.V. FORTI, M.C. LUCAS, Y.; MONTES, C.R.; GONÇALVES, R.A.B.; HERPIN, U.; MELFI, A.J. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluente. **Agricultural Water Management** v.88, p.1 9 – 131, 2007.

GONZALEZ, C.E.A.; GIL, E.; FERNÁNDEZ-FÁLCON, M.; HERNÁNDEZ, M.M. Water leachates of nitrate nitrogen and cations from poultry manure added to an Alfisol Udalf Soil. **Water Soil Pollution**. v. 202, p. 273-288, 2009.

GRISI, B.M.; GRAY, T.R.G. Comparação dos métodos de fumigação, taxa de respiração em resposta à adição de glicose e conteúdo de ATP para estimar a biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.10, p.109-115, 1986.

GROS, R.; POULENARD, J.; MONROZIER, L.J.; FAIVRE, P. Soil physico-chemical changes following application of municipal solid waste leachates to Grassland. **Water, Air and Soil Pollution**. v. 169, p. 81-100, 2006.

HAYNES, R.J. Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management. **Biology and Fertility of Soils**, v.30, p.210–216, 1999.

HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J.C.; BRANDÃO-JUNIOR, O.; KASCHUK, G.; SOUZA, R.A. Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with

three soil-tillage and two crop-rotation systems. **Applied Soil Ecology**, v.42, p.288–296, 2009.

IAPAR- INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ: Agrometeorologia, 2012.

Disponível em:

<<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1463>> Acesso em: 01 de out., 2012.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 79, Issue 1, p. 9–16, 2000.

JUCÁ, J.F.T., MONTEIRO, V.E.D., OLIVEIRA, F.J.S.; MACIEL F. J. Monitoramento ambiental do aterro de resíduos sólidos da Muribeca. In: III **SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**, Toledo – PR, 1999.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology and Biochemistry**, v.42, p.1–13, 2010.

KHORSANDI, N.; NOURBAKHS, F. Prediction of potentially mineralizable N from amidohydrolase activities in a manure-applied, corn residue-amended soil. **European Journal of Soil Biology**, v.44, p.341e346, 2008.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, 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**, v. 32, p. 297-336, 2002.

KLIMIUK, E.; KULIKOWSKA, D. Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. **Waste Management**, v. 26, p. 1140-1147, 2006.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 5981-5985, 2008.

LAMBAIS; M. R.; DO CARMO, J. B. Impactos da aplicação de biossólidos na microbiota de solos tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1129-1138, 2008.

LEAL, R.M.P.; HERPIN, U.; FONSECA, A.F.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Sodidity and salinity in a Brazil Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v. 96, p.307-316, 2009.

LEAL, R. M. P.; FIRME, L. P.; HERPIN, U.; DA FONSECA, A. F.; MONTES, C. R.; DIAS, C. T. S. MELFI, A. J. Carbon and nitrogen cycling in a tropical Brazilian soil cropped with sugarcane and irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v.97, p. 271–276, 2010.

- LONCNR, M.; ZUPANCIC, M.; BUKOVEK, P.; M.Z. JUSTIN. Fate of saline ions in a planted landfill site with leachate recirculation. **Waste Management**, v.30, p.110–118, 2010.
- LONDRINA, Prefeitura Municipal. **Plano de saneamento básico**, 2009.
- MANGIMBULUDE, J.C.; VAN BREUKELEN, B.M.; KRAVE, A.S.; VAN STRAALLEN, N.M. Seasonal dynamics in leachate hydrochemistry and natural attenuation in surface run-off water from a tropical landfill. **Waste Management**, v.29, p.829–838, 2009.
- MANDAL, U.K., BHARDWAJ, A.K., WARRINGTON, D.N., GOLDSTEIN, D., BARTAL, A., LEVY, G.J. Changes in soil hydraulic conductivity, runoff, and soil loss due to irrigation with different types of saline-sodic water. **Geoderma** v.144, p.509–516, 2008.
- MARTINES, A.M.; NOGUEIRA, M.A.; SANTOS, C.A.; NAKATANI, A.S.; ANDRADE, C.A.; COSCIONE, A.R.; CANTARELLA, H.; SOUSA, J.P.; CARDOSO, E.J.B.N. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge. **Bioresource Technology**, v.101, p.4690–4696, 2010.
- MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, n. 7, p. 879-885, 2008.
- MELERO, S.; PORRAS, J.C. R.; HERENCIA, J. F.; MADEJON, E. Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. **Soil and Tillage Research**, v.90, p.162–170, 2006.
- MELLONI, R.; PEREIRA, E.G.; TRANNIN, I.C.B.; SANTOS, D.R.; MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Características biológicas de solos sob mata ciliar e campo cerrado no sul de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v.25, p.7–13, 2001.
- MENSER, H.A., WINANT, W.M., BENNETT, O.L. Spray irrigation with landfill leachate. **Biocycle** v.24, p.22–25, 1983.
- MINHONI, M.T.A.; CERRI, C.C. Decomposição de vinhaça em solo sob diferentes níveis de umidade: liberação de CO₂, formação de biomassa microbiana e imobilização do nitrogênio adicionado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.11, p.25–30, 1987.
- NAKATANI, A. S.; MARTINES, ALEXANDRE M.; NOGUEIRA, MARCO A.; FAGOTTI, DÁFILA S.L.; OLIVEIRA, ADMILTON G.; BINI, DANIEL; SOUSA, JOSÉ P.; CARDOSO, ELKE J.B.N. Changes in the genetic structure of Bacteria and microbial activity in an agricultural soil amended with tannery sludge. **Soil Biology and Biochemistry** v.43 p.106-114, 2011.
- NARDOTO, G.B.; BUSTAMANTE, M.M.C. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, p.955–962, 2003.

NOGUEIRA, M.A.; ALBINO, U.B.; BRANDÃO-JUNIOR, O.; BRAUN, G.; CRUZ, M.F.; DIAS, B.A.; DUARTE, R.T.D.; GIOPPO, N.M.R.; MENNA, P.; ORLANDI, J.M.; RAIMAM, M.P.; RAMPAZZO, L.G.L.; SANTOS, M.A.; SILVA, M.E.Z.; VIEIRA, F.P.; TOREZAN, J.M.D.; HUNGRIA, M.; ANDRADE, G. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.115, p.237–247, 2006.

NUNES, J. S.; ARAUJO, A. S. F.; NUNES, L. A. P. L.; LIMA, L. M.; CARNEIRO, R. F. V.; SALVIANO, A. A. C.; TSAI, S. M.. Impact of Land Degradation on Soil Microbial Biomass and Activity in Northeast Brazil. **Pedosphere**, v.22, n.1, p.88–95, 2012.

OJEDA, G.; TERRASÓN, D.; ORTIZ, O.; ALCANIZ, J.M. Nitrogen losses in runoff Waters from a loamy soil treated with sewage sludge. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 117, p. 49-56, 2006.

PANCHONI, L.C. **Potencial de lixiviado de aterro sanitário como fonte de nutrientes e efeitos em propriedades do solo**. 2011. 55p. (Dissertação Mestrado) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2011.

PAVAN, M.A., BLOCH, M.F., ZEMPULSKI, H.C., MIYAZAWA, M., ZOCOLER, D.C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, p. 40, (Circular técnica, 76),1992.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil Microbiology and biochemistry**. San Diego, CA, USA: Academic press, ed 2., p.340, 1996.

RAFIZUL, I.M.; ALAMGIR, M.; ISLAM, M.M. Evaluation of contamination potential of sanitary landfill lysimeter using leachate pollution index. **Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium**, SARDINIA 2011, Cagliari, Italy, 3-7 October, 2011.

REEVE, J.R.; SCHADT, C.W.; CARPENTER-BOGGS, L.; KANG, S.; ZHOU, J.; REGANOLD, J.P. Effects of soil type and farm management on soil ecological functional genes and microbial activities. **The ISME Journal**, v.4, p.1099–1107, 2010.

RENGASAMY, P., OLSSON, K.A., 1993. Irrigation and sodicity. **Australian Journal of Soil Research**, v.31, p.821–837.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity, **Journal Hazardous Materials** v.150, p.468–493, 2008.

ROS, M.; HERNÁNDEZ, M.T.; GARCÍA, C. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. **Soil Biology and Biochemistry**, v.35(3), p.463-9, 2003.

ROSCOE, R., MERCANTE, F.M., MENDES, I.C., REIS-JÚNIOR, F.B., SANTOS, J.C.F., HUNGRIA, M. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: Roscoe, R., Mercante, F.M., Salton, J.C. (Eds.), **Dinâmica da Matéria Orgânica do Solo em Sistemas Conservacionistas – Modelagem Matemática e**

Métodos Auxiliares. Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados, MS, p. 163–200, 2006.

SANG, N.; HAN, M.; LI, G.; HUANG, M. Landfill leachate affects metabolic responses of *Zea mays* L. seedlings. **Waste Manage.** 30:856–862, 2010.

SANTOS, A.P.R. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com capim-Tifton 85.** 2004. (M.S. Thesis.) ESALQ, Universidade de São Paulo, 2004.

SANTOS, C. A.; PANCHONI, L. C.; BINI, D.; KUWANO, B. H.; CARMO, K. B.; SILVA, S. M. C. P.; MARTINES, A. M.; ANDRADE, G.; ANDRADE, D. S.; CARDOSO, E. J. B. N.; ZANGARO, W.; NOGUEIRA, M. A. Land Application of Municipal Landfill Leachate: Fate of Ions and Ammonia Volatilization. **Journal of Environmental Quality** v.42, p.1–9 doi:10.2134/jeq2012.0170, 2013.

SARATHCHANDRA, S.U.; GHANI, A.; YEATES, G.W.; BURCH, G.; COX, N.R. Effect of nitrogen and phosphate fertilisers on microbial and nematode diversity in pasture soils. **Soil Biology and Biochemistry** v.33, p.953-964, 2001.

SCHINNER, F., VON MERSI, W. Xylanase-, CM-cellulase and invertase activity in soil: an improved method. **Soil Biology and Biochemistry** v.22, p.511-515, 1990.

SCHIOPU, A.; GAVRILESCU, M. Options for the Treatment and Management of Municipal Landfill Leachate: Common and Specific Issues, **Clean Soil Air Water.** v.38, p.1101–1110, 2010.

SEARLE, P. L. The Berthelot or indophenol reaction and its use in the analytical chemistry of nitrogen. **Analyst**, v.109, p.549-568, 1984.

SEYBOLD, C.A., HERRICK, J.E., BREJDA, J.J. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. **Soil Science**, v.164, p.224–234, 1999.

SILVA, F.C. **Uso agrônômico de “resíduo orgânico”: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar.** 1995. 170p. (Tese de Doutorado) Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1995.

SMITH, J.L.; PAUL, E.A. The significance of soil microbial biomass estimations. In.: BOLLAG, J.M. & STOTSKY, G. **Soil biochemistry.** New York, Marcel Dekker, p.357-398, 1990.

SOUTO, G.D.B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: Estudos de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”).** 2009. (Ph.D. dissertação) 371p. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil. 2009.

SOUTO, G.D.B.; J. POVINELLI. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: **ANNALS OF THE 24TH BRAZILIAN CONGRESS OF SANITARY AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING**, Belo Horizonte, MG, Brazil. 2–7 Sept. 2007. [CD.] Assoc. Bras. Eng. Sanitária, Belo Horizonte, MG, Brazil, 2007.

SPARLING, G.P. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R. (Eds.), **Biological Indicators of Soil Health**. CAB International, Wallingford, UK, p. 97–119, 1997.

STOLF, R.; FERNANDES, J.; FURLANI NETO, V.L. Penetrômetro de impacto IAA/Planalsucar-STOLF (Recomendações para seu uso). STAB: Açúcar, Álcool e Subprodutos, Piracicaba, v.3, p.18-23, 1983.

TABATABAI, M.A., BREMNER, J.M. Use of p-nitrofenol phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology and Biochemistry** v.1, p.301-307, 1969.

TABATABAI, M.A., BREMNER, J.M. Assay of urease activity in soil. **Soil Biology and Biochemistry** v.4, p.479-487, 1972.

TEDESCO, M. J. ; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. rev. e ampl.- Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS. 174 p. 1995.

TEDESCO, M. J. ; SELBACH, P.A.; GIANELLO, C. ; CAMARGO, F.A.O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: G.A. Santos; L.S. Silva; L.P. Canellas; F.A.O. Camargo. (Org.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, v. 1, p. 113-135. 2008.

TILLMAN, R.W., SURAPANENI, A. Some soil-related issues in the disposal of effluent on land. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v.42, p.225–235, 2002.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, p.703-707, 1987.

VISSER, S.; PARKINSON, D. Soil biological criteria as indicators of soil quality: soil microorganism. **American Journal of Alternative Agriculture**, v.7, n. 1, p.33-37, 1992.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. Landfill leachate treatment methods: A review. **Environmental Chemistry Letter**, v.4 p.51–61, 2006.

WITTIG, R. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In: MARKERT, B. (Org.) **Plant as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment**. Weinheim: VCH, p. 3-27, 1993.

ZALESNY, J.A., ZALESNY JR., R.S., WIESE, A.H., SEXTON, B., HALL, R.B. Sodium and chloride accumulation in leaf, woody, and root tissue of *Populus* after irrigation with landfill leachate. **Environmental Pollution**, v.155, p.72–80, 2008.

ZILLI, J.E.; RUMJANEK, N.G.; XAVIER, G.R.; COUTINHO, H.L.C.; NEVES, M.C.P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cadernos de Ciência and Tecnologia**, Brasília, v. 20, n. 3, p. 391-411, 2003.