

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO  
NO SOLO COM O USO DE LODO DE ESGOTO E  
PALHA DE AVEIA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Véra Lúcia Simon Da Cas**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2009**

# **MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO COM O USO DE LODO DE ESGOTO E PALHA AVEIA**

**por**

**Véra Lúcia Simon Da Cas**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo.**

**Orientador: Prof. Sandro José Giacomini**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2009**

**Universidade Federal de Santa Maria  
Centro de Ciências Rurais  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
aprova a Dissertação de Mestrado

**MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO  
COM O USO DE LODO DE ESGOTO E PALHA DE AVEIA**

elaborada por  
**Véra Lúcia Simon Da Cas**

com o requisito parcial para obtenção do grau de  
**Mestre em Ciência do Solo**

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

**Sandro José Giacomini, Dr.**  
(Presidente/Orientador)

**Rodrigo Ferreira da Silva, Dr.** (UNIFRA)

**Celso Aita, Dr.** (UFSM)

Santa Maria, 27 de fevereiro de 2009

## **Agradecimentos**

A Deus, pelo dom da vida, pela constante presença.

A meus pais Elvino e Danira, pelo estímulo.

Ao Prof. Orientador Sandro José Giacomini, presente em todos os momentos, dedicado, responsável, humano.

Ao prof. Celso Aita, um excelente exemplo de professor, um grande amigo;

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelos ensinamentos.

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

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela amizade companheirismo e apoio.

Ao meu esposo Jardi e filhos Mariane, Luize e Ângelo pela compreensão nas muitas vezes que me ausentei para o estudo.

As colegas da escola JMB que sempre se fizeram presentes, demonstrando carinho e amizade, incentivando minha caminhada.

Ao meu amigo Luiz Finamor, que estava sempre disposto a ajudar, escutar e aconselhar.

E de forma muito especial, aos bolsistas do laboratório de microbiologia que participaram e contribuíram com trabalho, alegria e entusiasmo para o desenvolvimento deste trabalho, entre eles, Douglas, Volpato, Leonardo Bastos e Leonardo Brito.

A Prefeitura de Santa Maria que possibilitou a participação neste PPGCS através da Licença Qualificação Profissional.

A CORSAN-SM e POA, pelo fornecimento do lodo de esgoto, e acesso a informações que contribuíram com este estudo.

A todos muito obrigado....

## **RESUMO**

Dissertação de Mestrado  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo  
Universidade Federal de Santa Maria

### **MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO COM O USO DE LODO DE ESGOTO E PALHA DE AVEIA**

AUTOR: VÉRA LÚCIA SIMON DA CAS

ORIENTADOR: SANDRO JOSÉ GIACOMINI

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 27 de fevereiro de 2009

O uso agrícola do lodo é uma alternativa para a reciclagem desse material orgânico no solo. Recentemente a resolução 375/2006 do CONAMA indica que em certas condições de relevo o lodo de esgoto pode ser aplicado sem a necessidade de realizar a sua incorporação ao solo, possibilitando o seu uso em áreas manejadas em sistema plantio direto. O presente trabalho foi conduzido com o objetivo de avaliar a mineralização do carbono e a dinâmica do nitrogênio durante a decomposição de lodo de esgoto e palha de aveia mantidos na superfície ou incorporados ao solo. Os tratamentos consistiram da aplicação de lodo de esgoto, na presença e na ausência de palha de aveia, com e sem incorporação ao solo. Durante 110 dias foi avaliada a evolução do C-CO<sub>2</sub> e a dinâmica do N mineral após aplicação dos materiais orgânicos ao solo. A mineralização do C e do N não foi afetada pela incorporação do lodo ao solo. No tratamento com o uso isolado do lodo de esgoto 30% do C e 50% do N adicionados com o lodo foram mineralizados em 110 dias. A aplicação de lodo de esgoto juntamente com a palha de aveia aumentou a mineralização do C da palha somente quando esses materiais orgânicos permaneceram na superfície do solo. A imobilização do N não é afetada pela incorporação conjunta do lodo de esgoto e da palha de aveia ao solo, mas é estimulada na presença da palha.

Palavras-chaves: plantio direto, biossólido, decomposição, imobilização de N

## **ABSTRACT**

Dissertação de Mestrado  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo  
Universidade Federal de Santa Maria

### **CARBON AND NITROGEN MINERALIZATION IN THE SOIL WITH USE OF SEWAGE SLUDGE AND OAT STRAW**

AUTHOR: VÉRA LUCIA SIMON DA CAS  
ADVISER: SANDRO JOSÉ GIACOMINI  
Santa Maria, february 27, 2009

The use of sewage sludge in the agricultural is an organic recycle alternative material in the soil. The CONAMA resolution 375/2006 indicates that in certain relief condition the sewage sludge could be applied without soil incorporation, making it possible to use in areas with no-till. The present study was carried out with the aim to evaluate nitrogen and carbon mineralization dynamics during the sewage sludge and oat straw decomposition in the surface or in the soil incorporation. The treatments consisted of the sewage sludge application, in the presence and in the absence of oat straw, with and without soil incorporation. During 110 days of incubation, the CO<sub>2</sub> emission and the mineral N dynamics was evaluated after the organic materials soil application. The sewage sludge soil incorporation not affected by the C and N mineralization. In the treatment with only sewage sludge 30% of C and 50% of N added with the sewage sludge were mineralized in 110 days. The application of sewage sludge with the straw of oats increased the C mineralization of oat straw only when those organic materials remained in the soil surface. The N immobilization is not affected by the sewage sludge incorporation and oat straw in the soil, however it is stimulated in the presence of the straw.

Word-key: no-tillage, biossolid, decomposition, N immobilization

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Fluxograma do sistema de tratamento de esgotos por lodo ativado com aeração prolongada e fluxo contínuo ETE/Santa Maria. (Fonte: adaptado de CORSAN, 2008).....	17
FIGURA 2 - Tratamentos avaliados durante 110 dias.....	30
FIGURA 3 - Vista dos frascos de vidro utilizados na avaliação da dinâmica do N (a) da mineralização do C (b) e dos fracos acondicionados na incubadora (c). ....	31
FIGURA 4 - Velocidade de mineralização do C do lodo de esgoto (LE) e da palha de aveia (P) utilizados isoladamente ou em conjunto, na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. Nas datas em que houve diferença significativa (Tukey a 5%) entre as médias de cada tratamento, essas diferenças estão representadas pelas barras verticais. ....	38
FIGURA 5 - Quantidades acumuladas de C mineralizado do solo (S) e do lodo de esgoto (LE) e da palha de aveia (P) utilizados isoladamente ou em conjunto, na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais representam a diferença mínima significativa entre as médias de cada tratamento (Tukey a 5%). ..	41
FIGURA 6 – Carbono mineralizado do lodo de esgoto (LE) e da palha de aveia (P) utilizados isoladamente ou em conjunto, na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais representam a diferença mínima significativa entre as médias de cada tratamento (Tukey a 5%).....	43
FIGURA 7 – Quantidades de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (A) e N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (B) no solo dos tratamentos com aplicação de lodo de esgoto durante os 110 dias de incubação. S = solo; P= palha; LE = lodo de esgoto; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%). ....	46
FIGURA 8 – Quantidades de N mineral no solo dos diferentes tratamentos nas amostragens realizadas durante os 110 dias de incubação. S = solo; P= palha; LE = lodo de esgoto; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%). ....	49
FIGURA 9 – Mineralização do N dos diferentes tratamentos nas amostragens realizadas durante os 110 dias de incubação. S = solo; P= palha; LE = lodo de esgoto; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%). ....	50

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Concentração e quantidades adicionadas ao solo de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) com o lodo de esgoto e a palha de aveia. ....28

## **LISTA DE ANEXOS**

ANEXO A – Requisitos Mínimos de Qualidade do Lodo de Esgoto ou Produto Derivado Destinado à Agricultura.....	67
ANEXO B – Definição da dose de lodo de esgoto a ser utilizada no solo.....	68

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>10</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>13</b>
<b>2.1 Lodo de esgoto</b> .....	<b>13</b>
<b>2.2 Geração do lodo de esgoto</b> .....	<b>15</b>
<b>2.3 Uso agrícola do lodo de esgoto</b> .....	<b>19</b>
<b>2.4 Mineralização do N</b> .....	<b>21</b>
<b>2.5 Mineralização do C</b> .....	<b>24</b>
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>27</b>
<b>3.1 Solo</b> .....	<b>27</b>
<b>3.2 Palha de aveia e lodo de esgoto</b> .....	<b>27</b>
<b>3.3 Tratamentos</b> .....	<b>29</b>
<b>3.4 Incubação</b> .....	<b>29</b>
<b>3.5 Avaliações</b> .....	<b>31</b>
3.5.1 Dinâmica do N .....	31
3.5.2 Mineralização do C.....	32
3.5.3 Cálculos da mineralização aparente do C e do N .....	33
<b>3.6 Análise Estatística</b> .....	<b>35</b>
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>37</b>
<b>4.1 Mineralização do carbono</b> .....	<b>37</b>
4.1.1 Velocidade de mineralização do carbono.....	37
4.1.2 Mineralização do carbono acumulada dos diferentes tratamentos.....	40
<b>4.2 Dinâmica do nitrogênio</b> .....	<b>45</b>
4.2.1 Nitrificação.....	45
4.2.2 Mineralização do N.....	48
Tratamento testemunha .....	48
Tratamentos com aplicação exclusiva de lodo de esgoto .....	49
Tratamento com uso exclusivo de palha de aveia.....	52
Tratamentos com aplicação de lodo de esgoto e palha de aveia.....	53
<b>5 CONCLUSÕES</b> .....	<b>36</b>
<b>6 REFERÊNCIAS</b> .....	<b>56</b>
<b>7 ANEXOS</b> .....	<b>67</b>

# 1 INTRODUÇÃO

O lodo resultante do processo de tratamento das águas residuárias nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), devido sua composição química, pode gerar problema ambiental, devendo ser contemplado no projeto de instalação destas unidades, a forma de descarte final ou projeto de reutilização do lodo. Isto porque, o lodo é um material com alta carga orgânica composto de macro e micronutrientes, substâncias orgânicas persistentes, metais pesados e microrganismos patogênicos. Entre os problemas ambientais resultantes da disposição inadequada dos lodos de esgoto pode-se citar a eutrofização dos mananciais de água devido aos nutrientes (N e P), a contaminação do solo e da água com metais pesados, atratividade de vetores e odores desagradáveis e a contaminação de humanos e animais por patógenos de origem fecal, presentes no lodo de esgoto.

A escolha de uma alternativa para a disposição final e, ou, aproveitamento do lodo de esgoto depende do tipo de lodo gerado, dos custos envolvidos nessa disposição final, das distâncias a serem percorridas no transporte deste, da percepção dos técnicos, políticos e da sociedade a respeito do potencial benéfico da utilização do lodo de esgoto, especialmente para fins agrícolas (SILVA, 2005). No mundo, mais de 90% do lodo de esgoto produzido, tem a sua disposição final por meio da incineração, da disposição em aterros e do uso agrícola. A forma predominante é o uso agrícola denominado “uso benéfico”. Nos Estados Unidos, cerca de 55% do lodo produzido tem como destino a disposição agrícola, e deverá atingir 61,5 % em 2010 (USEPA, 1999). Conforme Melo et al. (2001) o lodo de esgoto além de conter alto teor de matéria orgânica, que pode melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, possui quantidades apreciáveis de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, e, devido a estas características, pode ser usado como fonte desses elementos na agricultura.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) regulamentou através da resolução 375/2006 (BRASIL, 2006), os critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em ETE e seus produtos derivados, considerando os benefícios que o lodo de esgoto pode trazer a agricultura como fonte de matéria orgânica e também de nutrientes para as plantas, e os riscos a

saúde pública e ao ambiente. Na resolução 375/2006 é permitida em certas condições de relevo a aplicação do lodo de esgoto sem a necessidade de realizar a sua incorporação ao solo. Esse aspecto é importante, pois possibilita o uso desse material como fertilizante orgânico no sistema plantio direto, o qual é utilizado em mais de 25 milhões de hectares no Brasil. Nesse sistema, o lodo de esgoto seria aplicado sobre os resíduos culturais que permanecem na superfície do solo oriundo dos cultivos anteriores. Lucchesi (2006) salienta que a adoção dessa prática é positiva, tanto econômica quanto ambientalmente, desde que os lodos de esgoto sejam classificados como de excepcional qualidade e classe A, no que concerne a contaminantes, patógenos e atratividade de vetores.

A maioria dos estudos realizados com o uso agrícola do lodo de esgoto foi conduzida com a incorporação desse material orgânico no solo (ROCHA et al., 2004; LEMAINSKI et al., 2006;). Nesses estudos foi dada ênfase principalmente aos aspectos de fertilidade do solo (LEMAINSKI et al., 2006), metais pesados no solo (BORGES e COUTINHO, 2004) e mais recentemente o efeito da aplicação do lodo sobre o estoque de C (ANDRADE et al., 2006) e características biológicas do solo (TRANNIN et al., 2007). Em condições de laboratório também com a incorporação do lodo ao solo foi avaliada a mineralização do N (MAGDOFF; AMADON, 1980; BOEIRA et al. 2002) e do C (AJWA; TABATABAI, 1994; BOEIRA; LIGO, 2007) presentes no lodo. Recentemente alguns estudos foram realizados com a aplicação de lodo de esgoto em superfície no plantio direto (CORRÊA et al. 2007; 2008), sendo avaliado o efeito do uso do lodo sobre características químicas do solo. Essa condição em que o lodo de esgoto permanecerá na superfície do solo juntamente com os resíduos culturais deverá resultar em uma dinâmica do C e do N distinta daquela em que esses materiais orgânicos são incorporados ao solo. Desse modo, será que a permanência do lodo na superfície vai alterar a taxa de mineralização do C e do N presente no lodo? A aplicação do lodo contendo N mineral sobre a palha de cereais, pobres em N, irá provocar aumento na mineralização do C da palha?

Um dos critérios utilizados pela resolução 375/2006 do CONAMA (BRASIL, 2006) para definir a taxa máxima de aplicação do lodo ao solo baseia-se na demanda em N pela cultura e do N disponível no lodo de esgoto. No caso de uso em superfície, o N disponível representa a soma da fração de N nítrico e 50% do N amoniacal presente no lodo e da fração do N orgânico mineralizável (FM). Na resolução 375/2006, a FM é de 40% para lodo não digerido, de 30% para lodo

digerido aerobiamente e de 20% para lodo digerido anaerobiamente. Considerando que o lodo de esgoto possui uma composição geral básica, porém dependente do material que lhe deu origem e dos processos de tratamento pelos quais passou, apresentará diferentes concentrações de N e C e substâncias orgânicas lábeis e recalcitrantes, bem como de organismos patogênicos. Tais características aliadas ao tipo de solo e ao manejo a que será submetido deverão afetar as taxas de mineralização do C e do N contidos no lodo. Assim, conforme vários pesquisadores (MELO et al., 2001; VIEIRA; CARDOSO, 2003; BOEIRA, 2005) sugerem, e a legislação determina, é necessário que se avalie e se monitore os efeitos da aplicação dos lodos de esgotos no solo, para se determinar a fração mineralizável do N, a concentração de metais pesados, e a presença e a sobrevivência de patógenos no solo. Nesse sentido, o presente trabalho foi conduzido em condições de laboratório com o objetivo de avaliar a mineralização do carbono e a dinâmica do nitrogênio durante a decomposição de lodo de esgoto e palha de aveia mantidos na superfície ou incorporados ao solo, simulando, respectivamente, o plantio direto e o preparo convencional do solo. O lodo de esgoto utilizado é oriundo da ETE de Santa Maria /RS, gerenciada pela Companhia Riograndense de Saneamento - CORSAN. O processo de tratamento biológico do esgoto na ETE é feito pelo sistema de lodo ativado com aeração prolongada e fluxo contínuo.

Fundamentam esta pesquisa, duas hipóteses:

- (a) a incorporação do lodo de esgoto ao solo favorece a mineralização do carbono e do nitrogênio presente no lodo.
- (b) a aplicação conjunta do lodo de esgoto com palha de aveia irá favorecer a mineralização do carbono da palha e a imobilização de N.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Lodo de esgoto

O lodo de esgoto é um resíduo com elevado teor de matéria orgânica gerado durante o tratamento das águas residuárias nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). De acordo com Poggiani et al. (2000) e Tsutya (1999) a Water Environmental Federation, recomenda o uso do termo biossólido para designar o lodo que passa por um tratamento biológico e que apresenta um potencial de uso benéfico em sistemas agroflorestais, sem apresentar riscos à saúde humana e animal. Esses autores definem biossólidos como materiais recicláveis que melhoram a fertilidade e a estrutura do solo, aumentando a produção das culturas agrícolas, florestais e hortícolas.

A Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006 (BRASIL, 2006), define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, baseado nos potenciais benefícios e prejuízos da utilização dos lodos de esgotos.

O lodo de esgoto além de conter alto teor de matéria orgânica, que pode melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, possui quantidades apreciáveis de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, e, devido a estas características, pode ser usado como fonte desses elementos na agricultura, contudo, também é bem determinado por vários estudos o potencial poluente do lodo de esgoto (MELO et al., 2001).

Juntamente com o material orgânico e com os nutrientes disponíveis às plantas, o emprego de determinados lodos pode ser limitado pela presença de poluentes como metais pesados, compostos orgânicos persistentes e microrganismos patogênicos ao homem. O Artigo 11 da resolução 375/2006 (BRASIL, 2006) contém os limites máximos de concentração de substâncias inorgânicas no lodo ou produto derivado para utilização agrícola. Portanto, conforme esta resolução deve-se monitorar frequentemente, por meio de análises químicas e

microbiológicas estas concentrações, para evitar problemas imediatos e ou futuros ao ambiente e a saúde dos animais e do homem (ANEXO A).

Entre os microrganismos patogênicos encontrados no lodo citam-se, fungos, vírus (Hepatite A, Rotavirus), helmintos das classes: Nematóides ( *Ascaris* spp., *Ancylostoma duodenale* , *Necator americanus*, *Trichuris trichiura*, *Toxocara canis* e *Trichostrongylus axei*) e Cestóides (*Taenia* spp., *Hymenolepis* spp., *Echinococcus granulosus*), protozoários (*Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia*, *Toxoplasma gondii*, *Balantidium coli*, *Cryptosporidium*), e bactérias (*Salmonella typhosa*, *Salmonella* spp., *Shigella*, *Escherichia coli*, *Campylobacter jejuni*, *Vibrio cholerae*, *Streptococcus fecalis*, *coliformes totais*).

A origem desses agentes patogênicos pode ser de procedência humana, o que reflete diretamente o nível de saúde da população e as condições de saneamento básico de cada região. Pode ser também de procedência animal (fezes de cães, gatos, ou pela presença de animais na rede coletora de esgotos, principalmente roedores), de acordo com Thomaz-Soccol et al. (2000).

Com relação à presença de microrganismo no lodo aplicado ao solo, as bactérias têm pouco tempo de sobrevivência pela competição e predação dos microrganismos do solo. Protozoários de vida livre são considerados importantes predadores de coliformes comprovados por estudos de Andraus et. al. (1997), onde bactérias entéricas aplicadas em solo estéril sob controle sobreviveram mais tempo do que aquelas semeadas em solo não estéril. De acordo com estudos desses autores, cistos de protozoários no solo e plantas são rapidamente mortos pelos fatores ambientais. Tais aspectos merecem maior atenção pela pesquisa, principalmente com o uso do lodo na superfície do solo em plantio direto.

Dessa forma, é indispensável em estudos sobre o uso agrícola do lodo de esgoto o conhecimento sobre as alterações nas comunidades e nas atividades microbianas do solo. Assim como a caracterização química desses resíduos é de fundamental importância para a tomada de decisões quanto à conveniência ou não da disposição em solos agrícolas, o estabelecimento das taxas de aplicação e principalmente para o monitoramento dos seus efeitos no sistema solo-planta-água (OLIVEIRA, 2000).

## 2.2 Geração do lodo de esgoto

O crescimento populacional, a urbanização, a industrialização e a produção de energia são geradores de diferentes tipos de resíduos, entre eles citam-se os resíduos domésticos, industriais, tecnológicos, hospitalares, nucleares e térmicos. Os despejos líquidos domésticos (esgoto) e industriais são os principais poluidores dos reservatórios hídricos que abastecem as médias e grandes cidades brasileiras. Assim, na busca de soluções para recuperação e proteção dos mananciais hídricos, Martins et al. (2003), indicam como alternativa a construção de ETEs. O objetivo de uma ETE é a remoção dos principais poluentes presentes nas águas residuárias, devolvendo-as ao corpo d'água sem prejuízo na sua qualidade. As águas residuárias de uma cidade compõem-se principalmente de esgotos sanitários e em menor escala de esgotos industriais sendo que estes, em caso de geração de efluentes tóxicos, devem ser tratados em unidades das próprias indústrias.

A escolha do sistema de tratamento deve ser feita baseando-se na qualidade da água dos corpos receptores e também no conhecimento das diversas variáveis do esgoto. Ao definir um processo de tratamento deve-se considerar sua eficiência na remoção de DBO e coliformes, a disponibilidade de área para sua instalação, os custos operacionais, especialmente energia elétrica, e a quantidade de lodo gerado. Alguns processos exigem maiores tamanhos (maior população atendida) para apresentarem custos per capita compatíveis. A rede coletora e a estação de tratamento representam cerca de 20% do custo total na implantação.

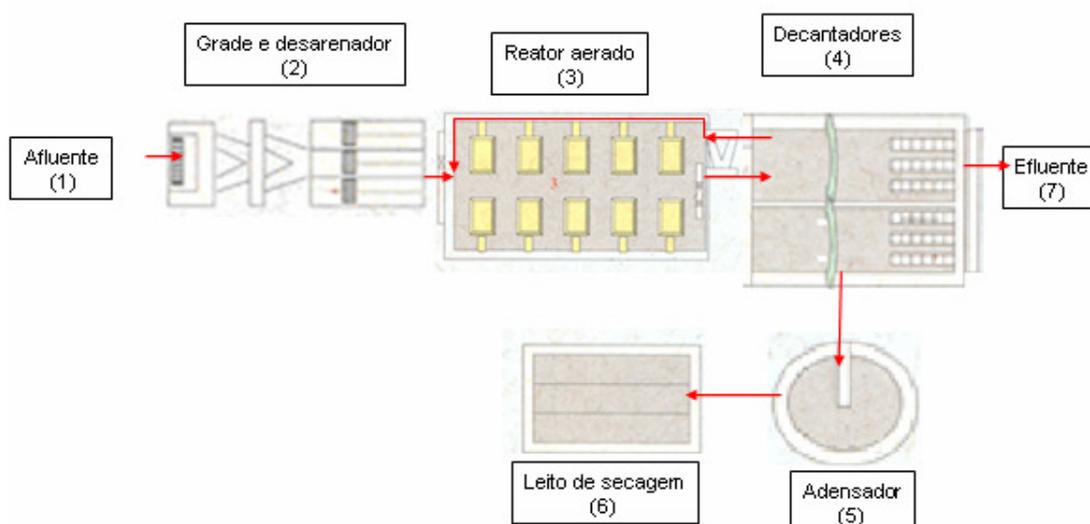
Os esgotos sanitários são constituídos por uma mistura de água (99,9%) e sólidos (0,1%), sendo que do total de sólidos, 70% são orgânicos (proteínas, carboidratos, gorduras etc.) e 30% inorgânicos (areia, sais, metais etc.) Melo e Marques (2000). São essencialmente domésticos contendo também águas de infiltração e ainda uma parcela não significativa de despejos industriais, com características bem definidas provenientes principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições que contenham banheiros, lavanderias ou cozinhas; já os esgotos Industriais são extremamente diversificados, provêm de qualquer utilização para fins industriais e adquirem características próprias em função do processo industrial empregado (ANDREOLI, 1999).

Entre os tipos mais usuais de tratamentos de esgotos Jordão (1995) cita: fossas sépticas, sumidouros, tanques Imhoff (decantação/ digestão), filtros

biológicos, lagoas de estabilização (lagoas anaeróbias, lagoas aeróbias, lagoas facultativas, lagoas de maturação, lagoas aeradas), reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, lodos ativados, lodos ativados com aeração prolongada. Todo processo de tratamento de esgotos gera lodo, sendo que este apresentará características diferenciadas resultantes do tipo de tratamento e da origem do efluente (industrial ou residencial).

A maioria das estações de tratamento de esgoto sanitário faz uso de processos biológicos, cujos objetivos são retirar sólidos grosseiros, sedimentáveis, coagular, remover colóides não sedimentáveis e degradar parcialmente ou estabilizar a matéria orgânica remanescente no esgoto após o tratamento (SPERLING, 1997). A matéria orgânica é transformada principalmente por meio do metabolismo bacteriano. A massa bacteriana de natureza coloidal e suas atividades metabólicas é que devem proporcionar os fenômenos de floculação. A coagulação biológica origina o lodo, que é uma mistura de sólidos orgânicos e inorgânicos. A parte mineral se origina da floculação de sólidos inorgânicos em suspensão, enquanto que a porção orgânica é composta por uma fração de massa bacteriana viva e outros sólidos voláteis suspensos sem atividade biológica, que se originam da floculação de sólidos orgânicos inertes do afluente e do decaimento das bactérias (o resíduo endógeno) (VAZZOLER, 1999).

Lodo ativado é um processo de tratamento biológico de efluentes destinado à remoção de poluentes orgânicos biodegradáveis que se baseia na oxidação da matéria orgânica por bactérias aeróbias e facultativas em reatores biológicos seguido de decantação (SPERLING, 1997). Na Figura 1 está o fluxograma do sistema de lodo ativado com aeração prolongada e fluxo contínuo usado na ETE de Santa Maria-RS: (1) entrada do esgoto bruto, (2) separação do esgoto, areia e outros materiais grosseiros não biodegradáveis, (3) reator aerado, onde o processo biológico ocorre, as setas inversas indicam a recirculação de parte do lodo dos decantadores (4), o efluente clarificado é liberado nos corpos d'água, parte do lodo decantado (4) é direcionado para o adensador (5) e após é depositado nos leitos de secagem (6).



**Figura 1 - Fluxograma do sistema de tratamento de esgotos por lodo ativado com aeração prolongada e fluxo contínuo ETE/Santa Maria. (Fonte: adaptado de CORSAN, 2008).**

No reator aerado, onde há adição constante de oxigênio, neste caso específico por agitação do meio líquido (3) ocorrem às reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, de nitrogênio e de fósforo. A biomassa se utiliza da matéria orgânica presente no esgoto afluente (1) para crescer. O lodo decantado (4), ou lodo ativado, retorna ao reator biológico por bombeamento (fluxo contínuo), onde em fase endógena, é misturado ao efluente bruto rico em poluentes orgânicos, aumentando assim a eficiência do processo. No decantador secundário (4) ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final (7) saia clarificado (SPERLING, 1997). A biomassa é separada no decantador secundário devido à sua propriedade de flocular e de sedimentar. Esta se deve à produção de uma matriz gelatinosa, que permite a aglutinação das bactérias, protozoários e outros microrganismos, responsáveis pela remoção da matéria orgânica, em flocos macroscópicos. Os flocos possuem dimensões bem superiores às dos microrganismos, individualmente, o que facilita sua sedimentação, segundo Branco (1986).

Devido à recirculação do lodo, a concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração, é bastante elevada. Assim, o tempo de detenção hidráulica (do líquido) é baixo (16 a 24h), de forma que o volume do reator seja bem reduzido. Porém, à recirculação dos sólidos permite que estes permaneçam no sistema por um tempo superior ao do líquido. É esta maior permanência dos sólidos no sistema

que garante a elevada eficiência dos sistemas de lodos ativados, já que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica dos esgotos (SPERLING et al., 2002).

A aeração prolongada é uma variação do processo, na qual a biomassa permanece no reator biológico por um período maior (de 18 a 30 dias), implicando na necessidade de um reator de maiores dimensões. Havendo menos matéria orgânica (alimento) por unidade de volume de tanque de aeração, as bactérias passam a utilizar nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica componente de suas células para sobreviverem. Com isso, a matéria orgânica celular é convertida em gás carbônico e água através da respiração, promovendo a estabilização da biomassa no próprio tanque de aeração, não necessitando da etapa de estabilização complementar do lodo. Segundo Vazzoler (1989), a população bacteriana é mista e não cresce de forma uniforme, assim, parte dos microrganismos encontra-se na fase exponencial ou log de crescimento (renovação celular), outros se encontram na fase estacionária (falta alimento), e uma terceira parte, na fase de declínio. A importância da manutenção da fase endógena para o processo está na diminuição da biomassa devido à auto-oxidação e também porque é nestas condições que ocorre a floculação bacteriana. As bactérias gram-negativas dominam nesse processo, sendo a maioria heterotrófica (alimentam-se de carbono orgânico) com exceção das nitrificadoras que são autotróficas (utilizam dióxido de carbono).

Porém nesse sistema, como verificado por Branco (1986) ocorre a proliferação de diferentes tipos de microrganismos em sucessão. Isto é consequência das alterações químicas e físicas que ocorrem no decurso da estabilização. Enquanto houver predominância de compostos solúveis, serão encontrados organismos holofíticos, ou seja, os que se nutrem de alimento em solução ou solubilizado externamente por ação enzimática, como bactérias, alguns fungos e protozoários. Posteriormente, surgem os primeiros protozoários holozóicos (nutrem-se de partículas), que se alimentam das bactérias dispersas e, depois, dos flocos formados, são os rizópodes (amebas), que logo darão lugar a flagelados incolores, estes são substituídos pelos ciliados livres natantes, os quais atingem grande concentração, alimentando-se das bactérias, porém decrescem quando a população bacteriana também diminui. Aparecem os ciliados sésseis, pedunculados ou não, em concentrações elevadas na fase de flocos bem formados. Com o prosseguimento, o sistema pode atingir grau de estabilidade ainda mais elevado, com desaparecimento

dos ciliados sésseis que serão substituídos por rotíferos, nematóides e larvas e insetos que se alimentam de restos de bactérias mortas.

Deve-se destacar, no entanto, que a eficiência de qualquer variante do processo de lodos ativados está intimamente associada ao desempenho do decantador secundário. Caso haja perda de sólidos no efluente final, haverá uma grande deterioração na qualidade do efluente, independentemente do bom desempenho do tanque de aeração na remoção da DBO.

### **2.3 Uso agrícola do lodo de esgoto**

O uso agrícola do lodo de esgoto promove melhoras no sistema solo-planta, uma vez que contém apreciável quantidade de matéria orgânica, fundamental no aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos, e na disponibilidade de nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio, enxofre e micronutrientes, além dos benefícios nas propriedades físicas do solo (BETTIOL; CARVALHO, 1982; JORGE et al. 1991; MELO et al. 1994). Além disso, o processo de lodo ativado com aeração prolongada gera um lodo em princípio bem mineralizado próprio para reaproveitamento em solos agrícolas (SPERLING, 1996). Outro benefício atribuído ao uso do lodo é o aumento da capacidade de retenção de água e da melhoria na estabilidade de agregados, pela adição de matéria orgânica (JOOST, 1987).

O lodo de esgoto, quando aplicado ao solo, causa alterações na estrutura e no funcionamento do agroecossistema, sendo a comunidade microbiana um dos componentes mais sensíveis, podendo ser utilizada como indicador da qualidade dos solos (DICK, 1994; GILLER et al., 1998). A aplicação de lodo de esgoto pode tanto estimular, devido ao aumento de carbono e nutrientes disponíveis, como inibir, devido à presença de metais pesados e outros poluentes, a atividade microbiana do solo (BAATH, 1989; PONTES, 2002). Portanto, o comportamento da população microbiana depende da qualidade e da quantidade dos resíduos que estão sendo adicionados ao solo.

O lodo pode, ainda, causar problemas como, por exemplo, salinização e acidificação do solo ou contaminar com patógenos que causem risco à saúde humana ou animal (BOEIRA et al., 2002). Quando não ocorrem tais restrições, as quantidades de lodo a serem aplicadas visando à nutrição nitrogenada das culturas

devem atender a dois objetivos, fundamentalmente: satisfazer as necessidades de N das plantas, e evitar a geração de nitrato em quantidades excessivas que venham a lixiviar no perfil do solo, colocando em risco a qualidade das águas subsuperficiais (MAGDOFF; AMADON, 1980; COGGER et al., 2004).

De acordo com Oberle e Keeney (1994), os benefícios proporcionados pela adição do lodo ao solo são devidas aos efeitos positivos do aumento do teor de matéria orgânica do solo, que propicia maior capacidade de retenção de água, maior agregação do solo e aumento da infiltração, reduzindo a erosão e o escoamento superficial. Por essa razão, o lodo está sendo bastante utilizado na recuperação de áreas degradadas, como, por exemplo, em locais com descarte de rejeitos carboníferos, contribuindo para a revegetação destas áreas (EPSTEIN et al, 1976).

A principal vantagem do lodo de esgoto, em relação aos fertilizantes minerais, consiste em proporcionar de forma contínua a liberação dos nutrientes para o solo e para o sistema radicular das árvores, ao longo de vários anos. Vários autores observaram um aumento importante no teor de nitrogênio total do solo devido à aplicação de lodo de esgoto, indicando a eficiência do resíduo em suprir N para o crescimento vegetal (POGGIANI et al, 2000; NASCIMENTO et al., 2004; DA ROS et al., 1993).

Reforçando o potencial do uso do lodo de esgoto como biofertilizante, (GONÇALVES, 2005), em experimento em que avaliou os efeitos da reciclagem do nitrogênio presente no lodo e sua influência na produtividade do cafeeiro, concluiu que a aplicação em superfície de 11,5 e 23 Mg de lodo seco ha<sup>-1</sup> foi eficiente em fornecer nitrogênio para as plantas de café; pois, determinando o N absorvido pelas plantas encontrou nas folhas, concentrações de nitrogênio em torno de 30g kg<sup>-1</sup>. As porcentagens obtidas do nitrogênio lixivado variaram de 3 a 5% do N total aplicado via lodo, não indicando assim risco de lixiviação de nitrato para as águas subterrâneas; a fração de mineralização em ensaio laboratorial e em campo foi de aproximadamente 20 a 30% do N total aplicado; e, a aplicação de lodo seco mesmo em altas dosagens (80 e 160 Mg ha<sup>-1</sup>) não mostrou perdas significativas de nitrogênio por volatilização da amônia.

Conforme Vieira e Silva (2004), o lodo de esgoto, quando em dose adequada, não interfere na nodulação da soja. Esses autores testaram doses com teores de fósforo equivalente à metade e ao dobro da dose adequada, em um latossolo vermelho textura média e observaram valores de produção semelhantes entre os

tratamentos com lodo (3,0 e 6,0 Mg ha<sup>-1</sup>) e o tratamento com fertilizantes, demonstrando que, nessas doses, o lodo poderia suprir a necessidade de fósforo para a cultura da soja.

O reflorestamento é uma excelente opção de uso para o lodo de esgoto (FERNANDES; ANDREOLI, 1997). Onde altas doses de lodo podem ser utilizadas, com alto grau de segurança, devido ao ciclo longo e por não se tratar de produção alimentar. Especificamente, no sistema de produção da bracinga, podem-se utilizar doses equivalentes a 30 Mg ha<sup>-1</sup> (base úmida), quando se cultiva feijão e, até 100 Mg ha<sup>-1</sup>, nos outros casos.

## **2.4 Mineralização do N**

A mineralização consiste no processo de conversão biológica do N ligado organicamente em proteínas, aminoácidos e ácidos nucléicos, em N inorgânico (ANDERSEN, 1999; HUTCHISON; WALWORTH, 2007), e acontece de forma rápida em solos com alto teor de matéria orgânica dependendo dos fatores climáticos, físicos e biológicos (ANDREOLI, 2001). Já a imobilização é a retenção, na biomassa microbiana, do N inorgânico liberado ao solo pelo processo de mineralização (MARQUES et al., 2000; HUTCHISON; WALWORTH, 2007).

Os processos de mineralização e imobilização de N são simultâneos e opostos no solo, onde, a dinâmica e intensidade relativa destes, depende da quantidade de N mineral no solo. O balanço líquido entre a mineralização e a imobilização é controlado por diversos fatores: fatores ambientais como temperatura e umidade do solo; fatores físicos do solo como textura; fatores químicos como o pH; parâmetros da qualidade do resíduo que está sendo decomposto, tal como a relação C/N, C/P, C/S e o teor de frações facilmente decomponíveis e recalcitrantes; o tipo de decompositores associados; a atividade e tamanho da biomassa microbiana e a disponibilidade de N inorgânico (MARY et al., 1996; ANDERSEN, 1999; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Os lodos de esgoto são resíduos com baixa relação C/N, com pequeno suprimento de material energético, e rico em material protéico de fácil degradação pelos microrganismos (LERCH et al., 1993). Estas propriedades possibilitam rápida liberação de N mineral, através da mineralização do N orgânico aplicado (RYAN et al., 1973; EPSTEIN et al., 1978; GILMOUR; SKINNER, 1999).

Vários pesquisadores trabalhando com lodos digeridos sob condições anaeróbias, principalmente, obtiveram variabilidade expressiva nas frações de mineralização do N como: Ryan et al. (1973) de 4% a 48%, em 112 dias de incubação; Parker & Sommers (1983) obtiveram valores entre 2% e 27%, avaliando 13 lodos durante 112 dias; Epstein et al. (1978) de 40 a 42%, em 15 semanas; 25 a 32% no primeiro ano (BARBARICK; IPPOLITO, 2000); Boeira et al. (2002), estimaram uma média de 31% para 2 diferentes lodos (Franca, SP e Barueri, SP) em 105 dias de incubação; Magdoff e Chromec (1977) determinaram as taxas de 14 a 25% para lodo anaeróbico e de 36 a 61% para lodo aeróbico, após 16 semanas; Parker e Sommers (1983) determinaram as taxas de 25% para lodo primário, 15% para lodo anaeróbico e 8% para lodo ativado.

A amplitude desses resultados mostra a necessidade da quantificação da fração de mineralização de cada tipo de lodo no solo em que será aplicado. Para que se torne disponível às plantas, é necessário que o N orgânico seja mineralizado, sendo necessário estimar a fração deste elemento a ser disponibilizada para as plantas, ou a taxa de decomposição dos compostos nitrogenados do resíduo (STRAUS, 2000). Dada a influência das propriedades físicas, químicas e biológicas dos diferentes tipos de solo sobre as taxas de mineralização de resíduos, é de grande importância a incubação do solo específico em que será feita a aplicação do lodo de esgoto (BOEIRA, 2005).

No Brasil, a Resolução do CONAMA - 375/2006 (BRASIL, 2006), determina em seu Art. 17, que a taxa de aplicação máxima do lodo de esgoto e seus derivados, em base seca, não deverá exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura, segundo a recomendação agrônômica oficial do Estado, e o teor de nitrogênio disponível no lodo de esgoto ou produto derivado. Além disso, o pH da mistura lodo-solo ou produto derivado não deve ultrapassar o limite de 7,0 assim como deve-se observar os limites de carga total acumulada teórica de substâncias inorgânicas no solo (ANEXO B).

Conforme Vieira e Cardoso (2003) o uso de uma fração de mineralização do composto deve ser medida em laboratório, em que a temperatura e os teores de umidade são mantidos sob controle. Considerando que em condições de campo ocorrerão flutuações consideráveis nesses dois fatores climáticos, havendo nos dias de maior precipitação pluvial e nos dias mais quentes um aumento da mineralização do N orgânico, é necessário também estudar em condições de campo a taxa de

mineralização do N aplicado via lodo de esgoto. Assim, entender o comportamento e o destino do nitrogênio em solos tratados com adubos orgânicos é importante na obtenção de melhores respostas das culturas ao fertilizante e também no gerenciamento sobre o risco potencial da lixiviação do  $\text{N-NO}_3^-$  para as águas subterrâneas (HIGGINS, 1984; BURTON et al., 1990; SMITH et al., 1998; ANDREOLI; CARNEIRO, 2002).

O N utilizado pelos microrganismos do solo para garantir a decomposição dos resíduos vegetais provém, essencialmente, do N contido nos próprios resíduos, do N mineral presente no solo no momento da adição dos resíduos, do N mineral proveniente da mineralização da matéria orgânica do solo, do N microbiano reciclado durante a decomposição e, nas áreas agrícolas, da adubação nitrogenada utilizada. Em função do tipo de resíduo orgânico, se observam diferenças significativas na proporção dessas diferentes fontes de N assimiladas pelos microrganismos (MARY et al., 1993).

A relação C/N dos decompositores é geralmente menor do que a fonte por eles explorada (MARQUES et al., 2000). As bactérias possuem uma relação C/N de 4 a 6, as quais se desenvolvem, principalmente, a base da decomposição de compostos solúveis. No entanto, pode haver aumento na relação C/N média da biomassa microbiana em função do aumento na proporção de fungos, os quais podem ser influenciados pela localização dos resíduos no solo. Esses microrganismos obtêm energia, principalmente, de compostos como celulose e lignina, sendo, desta forma, caracterizados por apresentar relação C/N mais elevada (8 a 12) do que aquela apresentada pelas bactérias (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Holland e Coleman (1987) verificaram que a biomassa microbiana era constituída por uma maior proporção de fungos com os resíduos localizados na superfície do solo, ao contrário daquela presente no solo onde os resíduos foram incorporados. Esse favorecimento pode ser atribuído à capacidade dos fungos em se desenvolver sobre os resíduos e obter água e nutrientes no solo através de suas hifas proporcionando um aumento na população de fungos, em detrimento das bactérias. Esses mesmos autores estimaram durante a decomposição de palha de trigo, uma imobilização equivalente a  $24 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  pelos fungos que se desenvolveram sobre a palha.

## 2.5 Mineralização do C

O aporte de materiais orgânicos ao solo em condições de equilíbrio estimula a população microbiana em função da quantidade de C oxidável e aumenta o consumo de nutrientes pela microbiota decompositora. Quando o resíduo adicionado possui relação C/N alta ( $> 30$ ) pode ocorrer um esgotamento do N, em função da grande demanda de N pela microbiota causando a imobilização do N do solo. Porém, se a relação C/N do material adicionado é baixa ( $< 20$ ) ocorre à liberação do elemento mineralizado. Quando a relação C/N do resíduo se situa entre 20 e 30, têm-se um equilíbrio entre imobilização e mineralização (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A decomposição de materiais orgânicos é dependente da atividade de macrorganismos (fauna do solo) responsáveis pela trituração do material orgânico e dos microrganismos (bactérias, fungos e microfauna) que colonizam e decompõe a matéria orgânica. Sylvia et al. (1998) definem a decomposição como a quebra do material orgânico particulado, geralmente na forma de polímeros, em materiais solúveis que são absorvidos pelas células microbianas. É um processo biocatalítico complexo que envolve a ação das enzimas que produzem monômeros específicos em função da composição do substrato atacado.

A degradabilidade de um resíduo está relacionada à sua quantidade relativa de diferentes substratos ou componentes químicos. Os resíduos podem ser classificados de acordo com o grau de assimilabilidade pelos microrganismos e persistência no solo, assim, são prontamente assimiláveis e não persistentes (glicose, ácidos orgânicos e ácidos graxos, celulose e hemicelulose), prontamente a moderadamente assimiláveis e não persistentes a moderadamente persistentes (Amido, lipídeos, peptídeos e proteínas não queratinizadas) ou de assimilação lenta e persistentes a muito persistentes (celulose microfibrilar, cutina, lignina, suberina, ceras, hidrocarbonetos oleosos). A fração composta por substratos prontamente decomponíveis se transforma rapidamente em  $\text{CO}_2$  e biomassa. Em seguida são transformados os componentes químicos mais resistentes e a própria fração da nova biomassa morta (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Em geral, a decomposição é favorecida pela composição bioquímica dos resíduos com baixo teor de lignina ou compostos fenólicos, alto teor de materiais solúveis de nitrogênio, partículas de tamanho reduzido com baixa relação C:N, pelas

condições físicas e químicas do solo que maximizem a atividade biológica, especialmente temperatura entre 30 e 35°C e umidade próxima à capacidade de campo e, além disso, pela ausência de fatores tóxicos no resíduo ou solo, os quais podem inibir a atividade dos heterotróficos decompositores.

Com a incorporação de doses de dois lodos de esgoto ao solo, Boeira e Ligo (2007) avaliaram a mineralização da matéria orgânica do solo, por meio da evolução de C-CO<sub>2</sub>. A incubação durou 57 dias, sob temperatura de 24°C, com ausência de luz. Os tratamentos foram constituídos de testemunha (solo sem lodo), NPK (adubação mineral), lodo de Franca (F): 1,5; 3,6 e 12g de lodo kg<sup>-1</sup> de solo e lodo de Barueri (B): 4,8; 16 e 32g de lodo kg<sup>-1</sup> de solo (base seca). Durante o período experimental houve tendência do aumento da evolução de C-CO<sub>2</sub> com o aumento das doses de lodo, não sendo proporcionais as doses aplicadas, mostrando que nas doses maiores houve menor taxa de decomposição, com relativo acúmulo de C-orgânico no solo nesses tratamentos. Nos primeiros 15 dias de incubação ocorreram 50% ou mais da degradação total, e após 20 a 30 dias houve uma tendência a estabilização das perdas de carbono, ao final da incubação 15% do carbono aplicado foi degradado. Os dados para a fração de degradação também foram semelhantes para os dois tipos de lodo, e pouco dependentes das doses aplicadas, o que pode ser atribuído a constituição do lodo de esgoto por materiais orgânicos carbonados referenciados como persistentes no solo (BOYLE; PAUL, 1989). Trabalhando com lodo digerido anaerobicamente Wong et al. (1998) verificaram que a mineralização aparente do C foi influenciada pela taxa de aplicação do lodo, sendo inversamente proporcional a quantidades aplicada.

No preparo convencional do solo existem condições que facilitam a decomposição da MO, em decorrência do revolvimento e do aumento da aeração do solo (ANDRÉA et al., 2004). O comportamento dos componentes biológicos de um mesmo solo, podem ser alterados pelo modo de preparo, o manejo da palhada e do fertilizante nitrogenado (em superfície ou incorporado no solo, (MARQUES et al., 2000), resultando em variações na velocidade de decomposição (TORRES et al., 2005).

Principalmente em condições de laboratório estudos mostram que com a incorporação dos resíduos culturais ao solo, a adição de N aumenta a emissão de C-CO<sub>2</sub> quando o N é limitante para a demanda dos microrganismos, em relação à quantidade de C orgânico mineralizável (RECOUS et al., 1999). Geralmente, isso

ocorre na fase inicial de decomposição dos resíduos culturais, com alta relação C/N e com alto conteúdo de compostos orgânicos facilmente mineralizáveis (RECOUS et al., 1995; MARQUES et al., 2000). Esse é um aspecto que merece ser estudado quando o lodo de esgoto for aplicado sobre resíduos culturais em sistema plantio direto.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado durante o segundo semestre de 2008, no Laboratório de Microbiologia do Solo e do Ambiente do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (RS),

#### 3.1 Solo

O solo utilizado na incubação foi um Argissolo Vermelho distrófico arênico (EMBRAPA, 2006) pertencente à Unidade de Mapeamento São Pedro (BRASIL, 1973). O solo foi coletado da camada de 0-10 cm de uma área que vinha sendo manejada no sistema de plantio direto há 10 anos. Após a coleta o solo foi peneirado em peneira de malha 4,75 mm, homogeneizado e acondicionado em saco plástico escuro, em temperatura ambiente, por quatro dias até o momento da incubação. A análise física e química do solo revelou que o mesmo apresentou 150 g kg<sup>-1</sup> de argila, pH em água de 5,3 e 17 g kg<sup>-1</sup> de matéria orgânica.

#### 3.2 Palha de aveia e lodo de esgoto

A palha de aveia (*Avena strigosa* Schreb) foi coletada de um experimento realizado na área experimental do Departamento de Solos da UFSM e foi coletada quando a planta encontrava-se no estágio de maturação fisiológica. Após a coleta, o material vegetal foi seco ao ar e armazenado em local seco até o momento da incubação.

O lodo de esgoto foi coletado na Estação de Tratamento de Efluentes de Santa Maria (ETE) pertencente à CORSAN- RS. Nessa estação, o esgoto recebe o tratamento biológico aerado ou lodo ativado. Foi coletado 10 kg de lodo de esgoto de um dos leitos de secagem da ETE. O lodo de esgoto foi recolhido com o auxílio de pá de concha e depositado em balde plástico com tampa. No laboratório, foi conservado a 4 °C em câmara de DBO até o momento da instalação do experimento. No lodo *in natura* foi determinado a MS a partir da secagem de aproximadamente 50 g de material devidamente homogeneizado em estufa a 65 °C até peso constante. O pH foi medido em potenciômetro, em uma alíquota de aproximadamente 12 g de lodo de esgoto. Os teores de C e N totais foram determinados na MS do lodo e da

palha por combustão seca em autoanalisador CHNS (modelo FlashEA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Itália). O N total também foi determinado no lodo de esgoto sem prévia secagem por digestão úmida, conforme Tedesco et al. (1995). Após a digestão, as amostras em destilador de arraste de vapores semi-micro Kjeldahl receberam 10 mL de NaOH 10 mol L<sup>-1</sup> e foram destiladas. O N amoniacal foi determinado por destilação, após a adição de 20 mL de água destilada e óxido de magnésio. Os teores de N nítrico (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) foram quantificados adicionando-se 0,2 g de Liga de Devarda e nova destilação, nos mesmos tubos onde foram quantificados os teores de N amoniacal (TEDESCO et al., 1995). As características do lodo de esgoto e da palha, bem como as quantidades adicionadas ao solo destes materiais, estão apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1 – Concentração e quantidades adicionadas ao solo de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) com o lodo de esgoto e a palha de aveia.**

Resíduo orgânico	MS <sup>1</sup>	C	N total	N amoniacal	N nítrico	N orgânico	C/N	pH	
	g kg <sup>-1</sup>								
Lodo de esgoto	70	21,7	4,03	0,59	0,01	3,43	5,4	6,8	
Palha aveia	1000	409,9	4,93	—	—	—	71		
	mg kg <sup>-1</sup> solo seco								
Lodo de esgoto	3.505	1.086	201,8	29,6	0,5	171,7	—	—	
Palha aveia	5.093	2.087	25,1	—	—	—	—	—	

<sup>1</sup> Os valores de MS, C e N referem-se à base úmida; Os valores de C e N na MS do lodo de esgoto determinados em autoanalisador foram de 310,2 g kg<sup>-1</sup> e 54,4 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

Com base em informações fornecidas pela ETE de Santa Maria em relação à composição química e biológica do lodo de esgoto gerado na ETE e nos critérios publicados na resolução 375/2006 (BRASIL, 2006), pode-se classificar o lodo oriundo dessa ETE como sendo classe A. Além disso, o lodo gerado nesta unidade de tratamento de esgotos é um material de ótima qualidade, pois é um resíduo resultante do tratamento de esgotos domésticos, assim apresenta-se com níveis de metais pesados menores que os estabelecidos pela legislação Brasileira (Anexo A) e internacional.

### 3.3 Tratamentos

A mineralização do C e do N no solo com o uso de lodo de esgoto e palha de aveia com e sem incorporação ao solo foi avaliado nos seguintes tratamentos:

**T1** – Solo (**S**);

**T2** – Solo + lodo de esgoto superfície (**S + LE Sup**);

**T3** – Solo + lodo de esgoto incorporado (**S + LE Inc**);

**T4** – Solo + palha + lodo de esgoto em superfície (**S + P Sup + LE Sup**);

**T5** – Solo + palha + lodo de esgoto incorporados (**S + P Inc + LE Inc**);

**T6** – Solo + palha em superfície (**S + P Sup**);

**T7** – Solo + palha incorporada (**S + P Inc**);

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado com quatro repetições. Os tratamentos foram acondicionados em incubadora na ausência de luz e temperatura de 25 °C. A umidade do solo foi ajustada para aproximadamente 80% da capacidade de campo e mantida, nesse nível, através da adição periódica de água. A foto da Figura 2 ilustra os tratamentos avaliados.

### 3.4 Incubação

O experimento foi instalado em dois dias, no dia 26/09/2008 foram montadas as 168 unidades experimentais destinadas a avaliação do N mineral (7 tratamentos x 6 datas x 4 repetições) e no dia 27/09/2008 foram montadas 32 unidades experimentais utilizadas na medida do C-CO<sub>2</sub> evoluído (7 tratamentos x 4 repetições + 4 brancos). As unidades experimentais constaram de recipientes de acrílico com 5,0 cm de altura e 5,0 cm de diâmetro com capacidade de 110 mL. As unidades experimentais destinadas a avaliação do N mineral foram colocadas em número de quatro dentro de 42 frascos de vidro com capacidade de 1,7 L e com rosca e tampa plástica (Figura 3a). Já as 28 unidades destinadas à avaliação da evolução de CO<sub>2</sub> foram acondicionadas individualmente em potes de vidro com tampa de pressão com capacidade de 670 mL (Figura 3b). Todas as unidades experimentais foram mantidas em incubadora, na ausência de luminosidade e a uma temperatura de 25°C por um período de até 110 dias (Figura 3c).



**Figura 2 - Tratamentos avaliados durante 110 dias.**

A montagem das unidades experimentais seguiu o mesmo procedimento, tanto para o N mineral como para o C-CO<sub>2</sub>. Em cada recipiente de acrílico foram colocados 133,1g de solo com 13% de umidade, o qual foi adicionado nos recipientes de acrílico em duas etapas. Na primeira, foram adicionadas 66,85 g de solo, compactando-o até a altura de 2,5 cm do frasco de acrílico. Na segunda, adicionou-se o restante do solo (66,85 g), compactando-o até a altura de 5 cm. Desta forma, alcançaram-se a densidade de 1,2 g cm<sup>-3</sup>. A adição dos materiais orgânicos variou conforme a disposição dos resíduos no solo.



Figura 3 - Vista dos frascos de vidro utilizados na avaliação da dinâmica do N (a) da mineralização do C (b) e dos fracos acondicionados na incubadora (c).

A palha seca ao ar foi cortada manualmente com auxílio de tesoura em pedaços cujo comprimento variou de 10 a 20 mm e após foi adicionada na quantidade de 600 mg por frasco, equivalendo a  $3 \text{ Mg ha}^{-1}$  de palha. O lodo de esgoto foi adicionado úmido ao solo em quantidade equivalente a dose de  $30 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Os tratamentos em que a palha foi colocada na superfície do solo (**T4, T6**), ela foi adicionada após todo solo ter sido colocado no recipiente de acrílico. Nos tratamentos com palha e, ou, lodo de esgoto incorporado (**T5, T7 e T3**), foram misturados ao solo antes de serem acondicionado nos recipientes.

Para evitar a deficiência de  $\text{O}_2$ , os frascos foram periodicamente aerados durante 10 minutos. O teor de umidade foi controlado por meio da pesagem das unidades experimentais e, quando necessário, foi adicionada água destilada com o auxílio de uma pipeta.

### 3.5 Avaliações

#### 3.5.1 Dinâmica do N

Os teores de N mineral do solo ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ ) foram determinados logo após a montagem dos tratamentos T1, T2 e T3 (tempo 0) e aos 7, 14, 21, 35, 60 e 110 dias após o início da incubação em todos os tratamentos.

Os resíduos dos tratamentos T2 e T4 (lodo), e dos tratamentos T4, T5, T6, T7 (palha de aveia) foram retirados antes de o solo ser homogeneizado. Porém no tratamento T3 em que o lodo foi incorporado ao solo, não foi possível separá-lo. Em seguida procedeu-se a extração do N mineral adicionando-se 25 g do solo úmido homogeneizado em 100 mL de  $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$  e posterior agitação durante 30 minutos em agitador mecânico horizontal. Após a agitação, a solução ficou em repouso por 30 minutos, sendo então retirada uma alíquota de 20 mL do sobrenadante, na qual acrescentou-se 0,2 g de MgO para determinação do N amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) em destilador de arraste de vapores do tipo semimicro Kjeldhal. Após o resfriamento da amostra, adicionou-se 0,2 g de Liga de Devarda, para nova destilação e determinação do N nítrico ( $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ ) (TEDESCO et al., 1995). A titulação da solução receptora do N (ácido bórico e indicadores) foi feita com  $\text{H}_2\text{SO}_4 0,0025 \text{ mol L}^{-1}$ .

O lodo de esgoto recolhido da superfície do solo e de sobre a palha, em cada data de avaliação era congelado em freezer e armazenado nessa condição até as análises de N mineral ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ ). Os teores de N mineral no lodo de esgoto foram determinados por destilação em destilador de arraste de vapores semi-micro Kjeldahl conforme descrito anteriormente na caracterização do lodo de esgoto usado no presente estudo.

O pH do solo em cada data de avaliação foi medido em uma mistura de 1:1 utilizando-se de 12g de solo seco para 12 mL de água destilada. A mistura foi agitada com bastão de vidro, deixada em repouso por 30 minutos e após foi agitou-se novamente e em seguida procedeu-se a leitura do pH de cada amostra em duplicata.

### 3.5.2 Mineralização do C

A decomposição dos materiais orgânicos (lodo de esgoto e palha) foi medida através da quantificação da liberação de  $\text{C-CO}_2$  (STOTZKY, 1965). A evolução de C-

CO<sub>2</sub> foi avaliada aos 2, 4, 6, 10, 14, 21, 28, 35, 45, 60, 75, 86 e 110 dias após o início da incubação, sempre nos mesmos frascos. O C-CO<sub>2</sub> liberado em cada tratamento foi captado em 10 mL de uma solução de NaOH 1 mol L<sup>-1</sup> colocada em frasco de vidro com capacidade de 37 mL, suspenso internamente na parte superior de cada frasco, conforme ilustrado na Figura 4b. O excesso de NaOH em cada intervalo de coleta foi titulado com uma solução de HCl 1 mol L<sup>-1</sup>, após precipitação do carbonato com uma solução de BaCl<sub>2</sub> 1 mol L<sup>-1</sup>.

A aeração das unidades experimentais foi feita por ocasião de cada uma das avaliações realizadas. Cada unidade experimental permanecia aberta por um período de 10 minutos, antes da adição da nova solução de NaOH 1 mol L<sup>-1</sup> nos frascos suspensos.

### 3.5.3 Cálculos da mineralização aparente do C e do N

A velocidade de mineralização do C (*V<sub>mc</sub>*) foi calculada em cada data de avaliação através da seguinte equação:

$$V_{mc} = \left[ \frac{(CO_{2ro} - CO_{2s})}{(Cad \times t)} \right] \times 100 \quad (1)$$

sendo, *V<sub>mc</sub>* a velocidade de mineralização do C (% do C adicionado dia<sup>-1</sup>); **CO<sub>2ro</sub>** e **CO<sub>2s</sub>** as quantidades de C-CO<sub>2</sub> emitidas (mg kg<sup>-1</sup>) nos tratamentos com uso de resíduos orgânicos (palha e lodo de esgoto) e no tratamento testemunha, apenas com solo, respectivamente; e **Cad** o C adicionado (mg kg<sup>-1</sup>) com os resíduos orgânicos em cada tratamento; **t** o tempo em dias.

O cálculo da mineralização aparente do C, em cada data de amostragem, variou conforme o tratamento.

a) **Tratamentos com a adição isolada de palha e de lodo de esgoto** a fórmula utilizada foi a seguinte:

$$C_{map} = \left( \frac{CO_{2ro} - CO_{2s}}{Cad} \right) \times 100 \quad (2)$$

sendo, ***C<sub>map</sub>*** a mineralização aparente do C da palha ou do lodo de esgoto (% do C adicionado); ***CO<sub>2ro</sub>*** e ***CO<sub>2s</sub>*** as quantidades de C-CO<sub>2</sub> emitidas (mg kg<sup>-1</sup>) nos tratamentos com uso isolado de resíduos orgânicos (palha e lodo de esgoto) e no tratamento testemunha, apenas com solo, respectivamente; e ***Cad*** o C adicionado (mg kg<sup>-1</sup>) com a palha ou com os dejetos.

b) **Nos tratamentos em que a palha e o lodo de esgoto foram aplicados conjuntamente ao solo** o cálculo da mineralização do C foi realizado como segue:

$$C_{map} = \left( \frac{CO_{2cpb} - CO_{2cb}}{Cadp} \right) \times 100 \quad (3)$$

sendo ***C<sub>map</sub>*** a mineralização aparente do C da palha (% do C adicionado); ***CO<sub>2cpb</sub>*** e ***CO<sub>2cb</sub>*** as quantidades de C-CO<sub>2</sub> emitidas (mg kg<sup>-1</sup>) nos tratamentos com uso conjunto de palha + lodo de esgoto e nos tratamentos com uso exclusivo de lodo de esgoto, respectivamente; e ***Cadp*** o C adicionado (mg kg<sup>-1</sup>) com a palha.

O cálculo da mineralização de N, em cada data de amostragem, variou conforme o tratamento. O valor resultante destes cálculos indicou, em cada situação, se houve predominância da mineralização sobre a imobilização de N pela população microbiana do solo ou vice-versa. Quando o valor foi positivo significa que o processo de mineralização bruta de N superou aquele de imobilização bruta, resultando em mineralização líquida de N. Quando for negativo, ocorreu o inverso e o valor resultante é referido como imobilização líquida de N.

**a) No tratamento testemunha (S)**, sem a adição de lodo e palha, a estimativa foi determinada pela fórmula seguinte:

$$N_{min} = N_2 - N_1 \quad (4)$$

sendo ***Nmin*** representa a quantidade (mg de N kg<sup>-1</sup> solo) de N mineralizado; ***N1*** e ***N2*** representam a quantidade de N mineral do solo no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente.

**b) Nos tratamentos com a adição isolada de palha e de lodo de esgoto a fórmula utilizada foi a seguinte:**

$$N \text{ min} = (Nro2 - Nro1) - (Ns2 - Ns1) \quad (5)$$

sendo ***Nmin*** representa a quantidade (mg de N kg<sup>-1</sup> solo) de N mineralizado; ***Nro1*** e ***Nro2*** representam as quantidades de N mineral do solo nos tratamentos com o uso isolado de palha e de lodo de esgoto no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente; e ***Ns1*** e ***Ns2*** representam as quantidades de N mineral do solo no tratamento testemunha no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente.

**c) Nos tratamentos em que a palha e o lodo de esgoto foram aplicados conjuntamente ao solo** o cálculo da mineralização/imobilização de N (efeito da palha sobre estes processos) foi feito como segue:

$$N \text{ min} = (Nro2 - Nro1) - (Nb2 - Nb1) \quad (6)$$

sendo ***Nmin*** representa a quantidade (mg N kg<sup>-1</sup> solo) de N mineralizado; ***Nro1*** e ***Nro2*** representam a quantidade de N mineral do solo nos tratamentos com o uso conjunto de palha e de lodo de esgoto no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente; e ***Nb1*** e ***Nb2*** representam a quantidade de N mineral do solo nos tratamentos com o uso isolado de lodo de esgoto no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente.

### 3.6 Análise Estatística

Os resultados obtidos foram submetidos à análise da variância e as médias dos tratamentos foram comparadas através do teste de Tukey a 5% de probabilidade.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

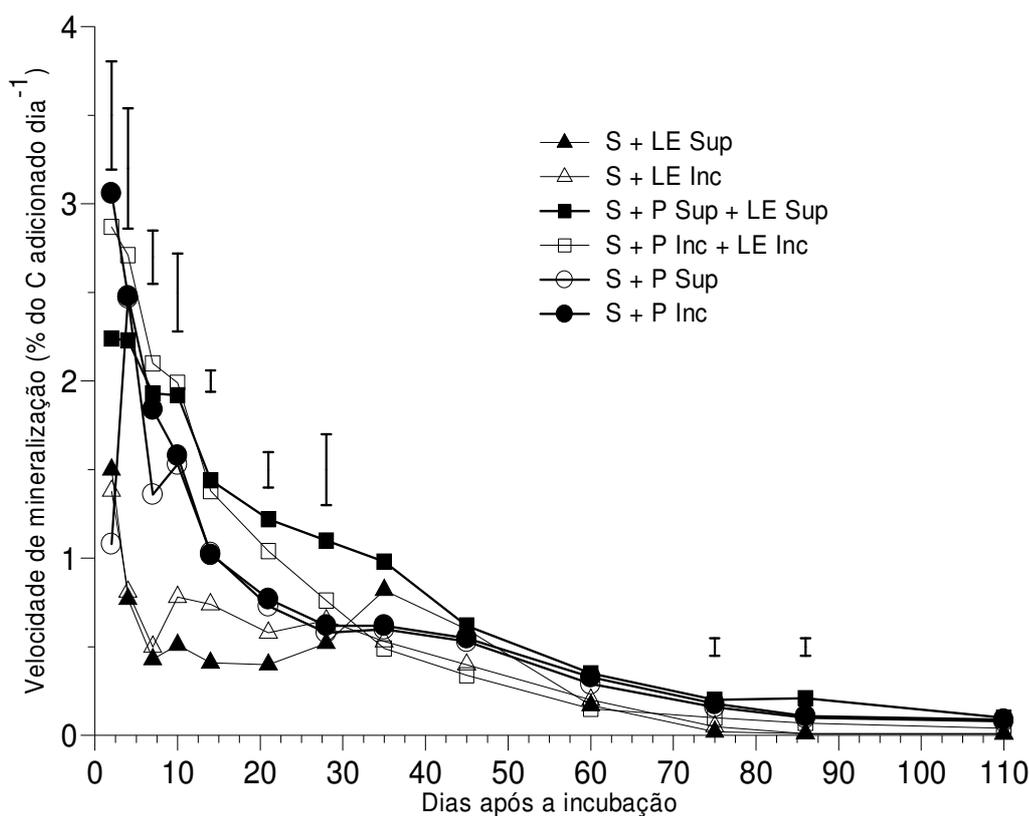
### 4.1 Mineralização do carbono

#### 4.1.1 Velocidade de mineralização do carbono

A velocidade de mineralização do C dos materiais orgânicos foi elevada no início do experimento e reduziu gradativamente até permanecer constante na fase final da incubação (Figura 4). Este comportamento observado na decomposição de materiais orgânicos na fase inicial é explicado pela presença de compostos carbonados lábeis, presentes na fração solúvel em água, os quais são prontamente disponíveis e são assimilados pelos organismos decompositores aumentando rapidamente a biomassa e a liberação de CO<sub>2</sub> (REINERTSEN et al. 1984; SYLVIA et al. 1998).

À medida que estes compostos são exauridos restam nos materiais orgânicos, compostos carbonados de mais difícil decomposição os quais são biodegradados por uma população de fungos e bactérias especializada, que sintetizam as enzimas necessárias para decompor a matéria orgânica de difícil decomposição. Nessa etapa final a V<sub>mc</sub> é lenta e apresenta valores constantes.

Embora a dinâmica da V<sub>mc</sub> tenha sido semelhante entre os materiais orgânicos, na fase inicial de decomposição a V<sub>mc</sub> foi mais elevada com a palha de aveia do que com o lodo de esgoto (Figura 4). Como a V<sub>mc</sub> expressa a porcentagem do C adicionado que foi mineralizado, esse resultado indica que a palha apresenta maior fração de C decomponível do que o lodo de esgoto. Além disso, a relação C/N do lodo de esgoto é 13 vezes menor do que a da palha de aveia, indicando que esse material orgânico pudesse se decompor rapidamente no solo. Vários estudos têm demonstrado que o lodo de esgoto apresenta baixo teor de carbono de fácil assimilação e alto conteúdo de matéria orgânica recalcitrante (TERRY et al., 1981; MATTIAZZO et al., 1998; SANTOS et al., 2002; ANDRADE et al., 2006). Assim, mesmo tendo N disponível, a biomassa não consegue acessar o C que na sua maior fração apresenta-se estabilizado, devido ao processo de tratamento do lodo de esgoto do qual o lodo de esgoto foi gerado.



**Figura 4 - Velocidade de mineralização do C do lodo de esgoto (LE) e da palha de aveia (P) utilizados isoladamente ou em conjunto, na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. Nas datas em que houve diferença significativa (Tukey a 5%) entre as médias de cada tratamento, essas diferenças estão representadas pelas barras verticais.**

A incorporação do lodo de esgoto não aumentou a  $V_{mc}$  em relação a sua manutenção na superfície do solo (Figura 4). Com a incorporação do lodo de esgoto ao solo era esperado um aumento na  $V_{mc}$  devido ao maior contato entre os microrganismos do solo e o lodo de esgoto. A não ocorrência desse efeito indica que a fração decomponível presente no lodo de esgoto independe do contato com o solo e reforça a idéia da presença de uma fração importante de C estabilizado no lodo de esgoto. Ainda, a presença de uma população de microrganismos junto ao lodo de esgoto especializada na decomposição do mesmo, pode ter contribuído para diminuir o efeito da incorporação do lodo de esgoto sobre a  $V_{mc}$ . A baixa relação C/N do lodo de esgoto também indica que os microrganismos durante a decomposição do lodo de esgoto não necessitam de uma fonte externa de N, obtendo todo o N para sua biossíntese do próprio material orgânico. Esse também é

um aspecto que pode explicar a ausência do efeito da incorporação sobre a Vmc do lodo de esgoto.

Em relação aos tratamentos com palha observa-se que a incorporação dos materiais orgânicos no solo provocou um aumento da Vmc somente na primeira avaliação realizada dois dias após o início da incubação. (Figura 4) Comparando os tratamentos com o uso isolado de palha nas duas modalidades de aplicação, observa-se que com a palha incorporada a Vmc atingiu 3,06 % do C adicionado  $\text{dia}^{-1}$  e com a palha em superfície esse valor foi de apenas 1,08%. Na avaliação seguinte a Vmc nesses dois tratamentos são semelhantes permanecendo sem diferir até o final da incubação. Nessa mesma avaliação, observa-se que quando foi aplicado lodo de esgoto juntamente com a palha as diferenças entre os tratamentos em superfície e incorporado foram menores do que aquela observada para os tratamentos onde a palha foi utilizada isoladamente. Isso pode ter ocorrido devido que juntamente com o lodo de esgoto foi adicionada sobre a palha de aveia uma grande quantidade de microrganismos que possivelmente utilizaram rapidamente o C da palha.

As diferenças observadas para a Vmc entre os tratamentos com palha na superfície e incorporado pode ser atribuído ao efeito contato solo-palha. Na palha em superfície esse contato é reduzido sendo necessário maior tempo para que os microrganismos decompositores colonizem e sintetizem enzimas e outros compostos capazes de degradar o substrato em superfície (MARQUES et al., 2000; TORRES et al., 2005). Esse comportamento também foi observado por Coppens (2005) ao avaliar o efeito da incorporação de resíduos culturais sobre a mineralização do C. Após esta adaptação, chamada de fase "Lag", o substrato é colonizado e a Vmc atinge valores próximos ao observado com a palha incorporada. No presente estudo constatou-se visualmente uma intensa proliferação de fungos sobre os resíduos deixados na superfície do solo. Segundo Holland e Coleman (1987) a permanência dos resíduos culturais na superfície do solo favorece o aparecimento de maior proporção de fungos do que de bactérias, devido esses através de suas hifas conseguem utilizar o C do material orgânico e retirar a água e os nutrientes do solo.

A Vmc da mistura palha + lodo de esgoto superou aquela da palha utilizada isoladamente somente no período entre 14 e 28 dias após a aplicação dos materiais orgânicos no solo. Observa-se que nesse período o aumento da Vmc foi mais pronunciado onde a palha e o lodo de esgoto foram deixados na superfície do solo.

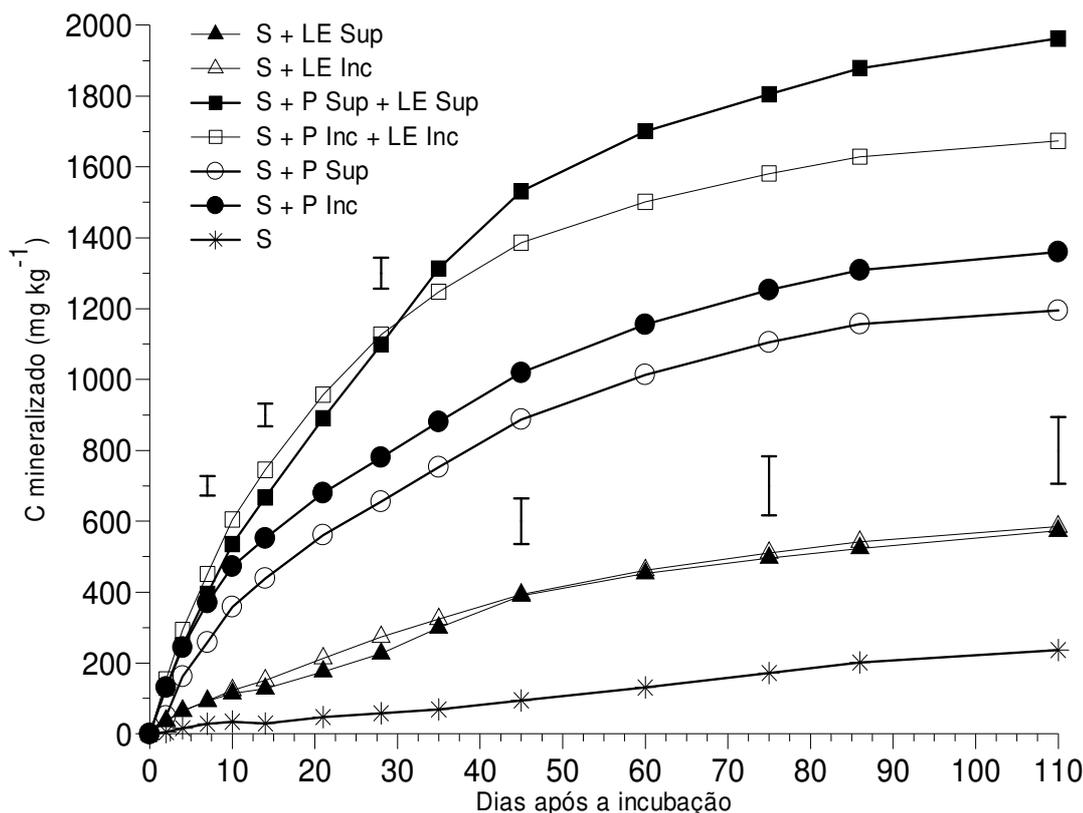
Considerando que a palha de aveia apresentou baixos teores de N (alta C/N) era esperado que o uso do lodo de esgoto, principalmente com incorporação ao solo, aumentasse ainda mais a  $V_{mc}$  em função do aumento do contato solo-palha e da disponibilidade de N no solo. O fato da  $V_{mc}$  da P Sup + LE Sup ter sido aumentada pela adição do lodo de esgoto indica que o N do lodo de esgoto que permaneceu junto da palha foi utilizado pela população microbiana para assimilar o C da mesma, reduzindo o efeito do menor contato entre o solo e a palha, o qual reduz a difusão do nitrato até os sítios de decomposição.

#### 4.1.2 Mineralização do carbono acumulada dos diferentes tratamentos

A adição dos materiais orgânicos ao solo provocou aumento na liberação de C-CO<sub>2</sub> (Figura 5). Observa-se que a quantidade acumulada de C-CO<sub>2</sub> liberada diferiu entre os tratamentos avaliados, decrescendo na seguinte ordem: palha + lodo de esgoto > palha > lodo de esgoto. Essas diferenças entre os tratamentos devem-se as distintas quantidades de C adicionadas em cada tratamento e também a facilidade com que o C presente nos materiais orgânicos é mineralizado no solo. Na Tabela 1 observa-se que a quantidade de C adicionada com a palha foi aproximadamente duas vezes maior do que com o lodo de esgoto. Aliado a isso, a palha de aveia apresentou maiores valores de  $V_{mc}$  do que o lodo de esgoto.

A partir dos resultados da Figura 5, é possível avaliar o efeito da aplicação do lodo de esgoto sobre a decomposição da palha de aveia. A quantidade de C-CO<sub>2</sub> emitida no tratamento P Inc + LE Inc foi de 1.436 mg kg<sup>-1</sup> (C-CO<sub>2</sub> P Inc + LE Inc - C-CO<sub>2</sub> S), sendo semelhante a soma do C-CO<sub>2</sub> proveniente do LE Inc (348,5 mg kg<sup>-1</sup>) e da P Inc (1.123 mg kg<sup>-1</sup>), quando utilizados isoladamente. Já quando a palha foi mantida na superfície e o lodo de esgoto permaneceu sobre a mesma (P Sup + LE Sup) a quantidade de C-CO<sub>2</sub> emitida foi de 1.725 mg kg, superando em 33% a quantidade de C-CO<sub>2</sub> liberada pela soma dos tratamentos P Sup e LE Sup. Tais resultados indicam que o lodo de esgoto favoreceu a mineralização do C da palha somente quando ambos permaneceram na superfície do solo. Era esperado que com o aumento da disponibilidade de N através da adição do lodo de esgoto e a incorporação conjunta com a palha esse efeito sobre a mineralização do C seria

mais importante no sistema com incorporação do que em superfície. Isso porque a incorporação aumentaria o contato entre os microrganismos do solo e a palha potencializando o uso do C da mesma pelos microrganismos, e o lodo de esgoto forneceria o N necessário para a assimilação do C.



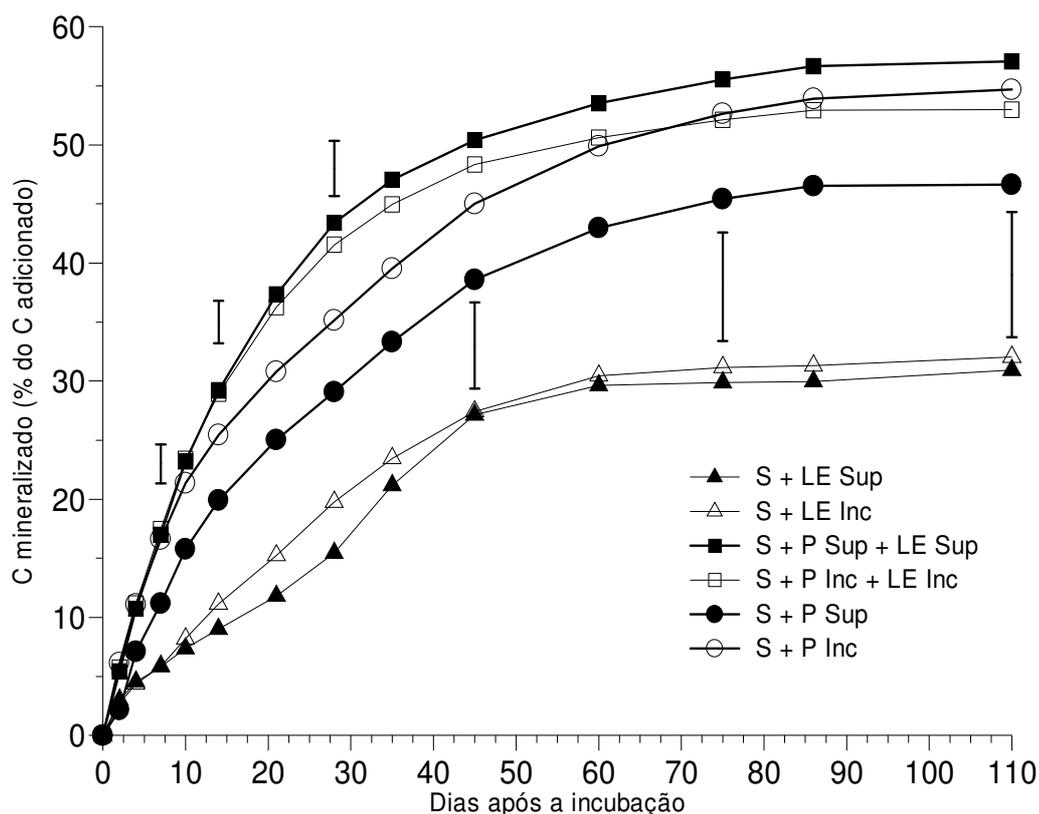
**Figura 5 - Quantidades acumuladas de C mineralizado do solo (S) e do lodo de esgoto (LE) e da palha de aveia (P) utilizados isoladamente ou em conjunto, na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais representam a diferença mínima significativa entre as médias de cada tratamento (Tukey a 5%).**

Esses resultados corroboram aqueles obtidos por Da Luz (2007) onde a mineralização do C da palha de trigo mantida na superfície do solo foi aumentada somente quando dejetos de suínos permaneceram sobre a palha. Da Luz (2007) desenvolveu um estudo em condições controladas onde utilizou uma palha de trigo (C/N=69) enriquecida com <sup>13</sup>C, possibilitando desta forma a avaliação da mineralização real do C da palha. Nesse estudo os dejetos foram utilizados com a palha em três tratamentos: 1) incorporados juntamente com a palha; 2) incorporados

ao solo e a palha mantida na superfície do solo; e 3) aplicados sobre a palha presente na superfície do solo. Os resultados obtidos indicaram que a incorporação conjunta dos dejetos com a palha não aumentou a mineralização do C da palha comparado a palha incorporada isoladamente; quando utilizados com a palha em superfície, os dejetos aumentaram a mineralização do C somente no tratamento em que os mesmos foram mantidos sobre a palha, ou seja, o N dos dejetos ficou junto da palha. O autor explicou tais resultados indicando que em condições em que o contato da palha com o solo é deficiente, a permanência do N mineral dos dejetos junto da palha favoreceu a população microbiana heterotrófica, responsável pela decomposição da palha. Já com o maior contato da palha com o solo, pela sua incorporação, os microrganismos atenderam sua demanda biossintética em N a partir da mineralização da palha e da matéria orgânica do solo, independentemente do N aplicado com os dejetos.

Essa condição em que o N do lodo de esgoto permanece junto da palha dificilmente irá acontecer em condições de campo devido à ocorrência de chuvas, as quais irão provocar a percolação do N mineral presente no lodo de esgoto para o solo. Trabalhando em sistema plantio direto (AITA et al., 2006) ao aplicarem  $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos sobre resíduos culturais de aveia preta (C/N= 45/1) não constatarem efeito da adição de N mineral via dejetos de suínos sobre a mineralização do C da palha de aveia. Segundo esses autores tal resultado pode ser atribuído às precipitações ocorridas após a distribuição dos dejetos e o reduzido contato entre o solo e os materiais orgânicos, o que pode ter dificultado o acesso dos microrganismos a estas fontes de C e N.

Na Figura 6 é apresentada a mineralização aparente do C expressa em relação à quantidade de C adicionada ao solo com os diferentes materiais orgânicos. Esses resultados indicam uma cinética distinta da mineralização da fração carbonada do LE e da P, já evidenciado anteriormente através dos dados de  $V_{mc}$ . Na palha observa-se um padrão curvilíneo do C mineralizado com o tempo, apresentando uma taxa inicial mais elevada de mineralização do C seguida por uma tendência à estabilização dos valores durante o restante do período. Já para o LE, essa natureza curvilínea é menos evidente e a mineralização do C atinge a estabilização na primeira metade do período de condução da incubação. Observa-se que já na primeira semana após início da incubação, a mineralização do C da palha foi o dobro daquela observada no lodo de esgoto.



**Figura 6 – Carbono mineralizado do lodo de esgoto (LE) e da palha de aveia (P) utilizados isoladamente ou em conjunto, na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais representam a diferença mínima significativa entre as médias de cada tratamento (Tukey a 5%).**

Tais resultados indicam um baixo teor de C solúvel no lodo de esgoto comparado com a palha de aveia e reforçam a idéia da presença de uma importante fração de C recalcitrante no lodo de esgoto.

Ao final dos 110 dias de incubação, o LE foi o material orgânico que apresentou a menor porcentagem de mineralização do C adicionado tanto em superfície (30%), quanto incorporado (31%), não diferindo entre as duas modalidades de aplicação (Figura 6). Esses baixos valores de mineralização evidenciam o alto teor de C recalcitrante referenciado por Boyle e Paul (1989); Saviozzi et al.(1999), Santos et al. (2002), Andrade et al. (2005), Boeira e Ligo (2007). Trabalhando com lodo digerido anaerobicamente Wong et al. (1998) verificou que a mineralização aparente do C foi influenciada pela taxa de aplicação do lodo, sendo inversamente proporcional a quantidades aplicada. Na dose equivalente a do presente estudo, esses autores verificaram uma mineralização aparente do C de

6,1%. Boeira e Ligo (2007) trabalhando com dois lodos, um de uma zona industrial e outro de uma zona doméstica da cidade de São Paulo, verificaram em uma incubação de 105 dias uma mineralização média do carbono de 15%. Para lodo de esgotos anaeróbicos condicionados: (a) com cal e cloreto férrico; (b) polímero sintético; (c) seco termicamente, (ANDRADE et al., 2006) encontraram uma taxa de degradação de 21,6% em 70 dias de incubação. Esses resultados da mineralização aparente do C presente no LE indicam que o uso continuado desse material orgânico no solo pode contribuir para o aumento do estoque de MOS no solo.

É necessário salientar que trabalhos utilizando lodo de esgoto aeróbico são inexpressivos, já que a grande maioria das ETEs utiliza o sistema de digestão anaeróbica e ou associações com lagoas de estabilização (OLIVEIRA; SPERLING, 2005), pelo fato do sistema usado na ETE de Santa Maria/RS possuir um custo muito elevado de implantação e manutenção, além de gerar grande quantidade de lodo. Uma vantagem desse sistema é que o lodo gerado é estabilizado e apresenta uma menor carga de patógenos comparado a outros sistemas.

A porcentagem do C mineralizado aos 110 dias de incubação diferiu entre os tratamentos em que a palha foi usada isoladamente, variando de 46,6% quando a palha foi mantida na superfície a 54,6% quando a mesma foi incorporada ao solo (Figura 6). Essa diferença de 8% representa o efeito do aumento do contato entre o solo e a palha pela incorporação sobre a mineralização do C da mesma. Um aumento do contato facilita a assimilação do C pela biomassa microbiana por favorecer a difusão do N e da água até os sítios de decomposição junto da palha. Giacomini et al (2008) em uma incubação de 80 dias com uma palha de aveia com C/N de 46,5 obteve em superfície uma mineralização de 51% e quando incorporada a mineralização atingiu 60%. Esses valores obtidos para a mineralização do C da palha de aveia em superfície são superiores ao encontrado por Aita et al. (2006) em condições de campo, porém são próximos aos registrados por Recous et al. (1995) e Saviozzi et al. (1997) para palhas de cereais em condições de laboratório.

Com a adição conjunta da palha e do biossólido na superfície e incorporados ao solo a mineralização do C da palha foi de 57% e 52%, respectivamente. O valor de porcentagem obtido para o tratamento PInc + LE Inc não diferiu do obtido para o tratamento PInc indicando que nessa modalidade de uso o lodo de esgoto não favoreceu o C da palha. Já quando a palha permaneceu na superfície do solo, o C mineralizado da palha no tratamento PSup + LE Sup superou aquele do tratamento

PSup. Esse resultado indica que a decomposição da PSup foi limitada pela disponibilidade de N e que no caso do tratamento PSup + LE Sup o lodo de esgoto aumentou a disponibilidade de N promovendo uma maior mineralização do C da palha. Conforme discutido anteriormente esse resultado deve estar ligado a permanência do N do lodo de esgoto junto da palha na superfície do solo.

Cabe destacar que não foram encontrados na literatura disponível trabalhos com o uso combinado de lodo de esgoto e palha de cereais principalmente com o uso desses materiais na superfície do solo. Na sua maioria as pesquisas tem sido feitas com lodo incorporado. Portanto, a discussão deste aspecto representa um ponto de partida, na busca de informações que direcionem a aplicabilidade desta prática, na melhoria da qualidade dos solos, dada a importância do plantio direto na sustentabilidade da agricultura e ao potencial do lodo de esgoto como fonte de matéria orgânica recalcitrante importante para a manutenção e restauração do compartimento de MOS.

## **4.2 Dinâmica do nitrogênio**

### **4.2.1 Nitrificação**

Na Figura 7 são apresentadas as quantidades de N mineral no solo sob as formas de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ . Observa-se que as quantidades de amônio no solo sofreram oscilações com períodos de acúmulo e de decréscimo dessa forma de N mineral no solo. Essa flutuação nos valores de amônio pode ter sido influenciada pela intensidade dos processos de mineralização e nitrificação no solo. Quando a taxa de mineralização supera a taxa de nitrificação pode ocorrer acúmulo de amônio no solo sendo o contrário verdadeiro. Já para o nitrato observa-se que de maneira geral as quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  aumentaram durante todo o período de incubação. Em um estudo realizado por Boeira et al. (2002) utilizando dois lodos anaeróbicos também foi verificado durante a incubação oscilações no teor de amônio e um incremento dos teores de nitrato no solo.

Na primeira avaliação, nos tratamentos com incorporação do LE isoladamente e com a palha observa-se um decréscimo nos teores de N amônio. No tratamento com o uso isolado de LE, essa redução no amônio foi acompanhada por um aumento dos teores de nitrato no solo, indicando que ocorreu a nitrificação do

amônio aplicado com o lodo de esgoto. Já no tratamento P Inc + LE Inc o decréscimo nos teores de amônio não foi seguido por um aumento dos teores de nitrato.

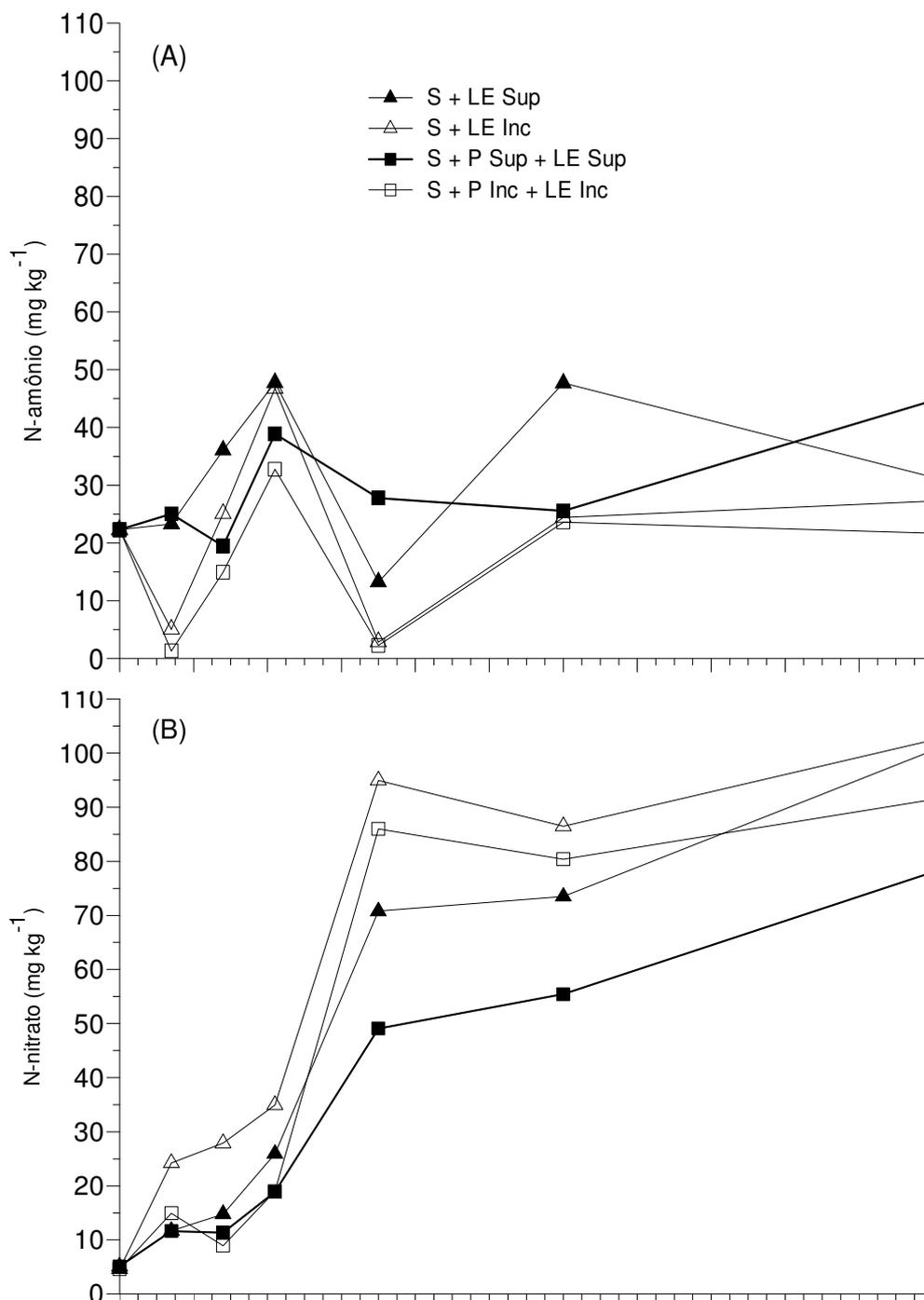


Figura 7 – Quantidades de  $N-NH_4^+$  (A) e  $N-NO_3^-$  (B) no solo dos tratamentos com aplicação de lodo de esgoto durante os 110 dias de incubação. S = solo; P= palha; LE = lodo de esgoto; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%).

Tais resultados podem estar relacionados a uma possível imobilização de N provocada pela presença da P. Nesse mesmo período nos tratamentos com o uso do LE em superfície os teores de amônio se mantiveram estáveis com o aparecimento de pequena quantidade de nitrato no solo. Talvez esse resultado tenha ocorrido devido que a presença do LE na superfície do solo ou sobre a palha tenha dificultado a nitrificação do amônio presente no LE. Como possivelmente a presença de microrganismos nitrificadores no LE é reduzida em função das condições de disponibilidade de oxigênio devido ao alto teor de umidade do LE no leito de secagem, a nitrificação do amônio presente no LE dependerá da colonização desse substrato pelas bactérias nitrificadoras do solo.

Observa-se na Tabela 1, que a quantidade de nitrato no LE quando da sua aplicação ao solo representava apenas 1,6% do N mineral aplicado com o LE. A análise de N mineral no lodo amostrado da superfície do solo e da palha durante a incubação mostrou que nos primeiros 14 dias na média dos tratamentos o nitrato representava apenas 5% do N mineral medido, atingindo 20% aos 21 dias e 60% aos 35 dias após a incubação. Tais resultados parecem indicar que a nitrificação do N amoniacal que permanece junto ao LE será mais lenta devido à necessidade de colonização desse substrato pelas bactérias nitrificadoras.

Após a primeira semana observa-se que em todos os tratamentos ocorreu um aumento nos teores de amônio no solo, superior ao verificado para o nitrato. Nesse período possivelmente a taxa de mineralização do N orgânico presente no LE deve ter superado as taxas de nitrificação. Entre 21 e 35 dias de incubação os teores de amônio no solo decresceram em todos os tratamentos seguidos de um aumento dos teores de nitrato no solo. Nesse período observa-se um incremento significativo nos teores de N mineral no solo ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ ), indicando que juntamente com a nitrificação ocorreu uma intensa mineralização do N orgânico adicionado com o LE.

A partir dos 35 dias observa-se um aumento dos teores de amônio no solo e nos teores de nitrato, relativamente menores ao período anterior (Figura 7). A avaliação do pH do solo indicou que nesse período houve uma redução no valor de pH do solo. Por exemplo, na média dos tratamentos com o uso isolado de LE o pH (dados não mostrados) do solo no início da incubação foi de 5,4 passando para 5,2 aos 21 dias e reduziu para 4,6 e 4,7 aos 35 e 60 dias após a incubação, respectivamente. Nessas condições de pH pode-se inferir que o processo de

nitrificação pode ter sido limitado principalmente no período após os 35 dias de incubação. Condição que favoreceu a manutenção de valores de amônio no solo ao final da incubação acima de  $21 \text{ mg kg}^{-1}$ .

No tratamento com P Sup + LE Sup observaram-se os menores teores de nitrato no solo. Tais resultados podem estar ligados a uma intensa imobilização de N devido o mesmo ter permanecido nos sítios de decomposição junto da palha de aveia. Aliado a isso, observa-se maiores teores de N amônio nesse tratamento indicando também uma menor nitrificação. Essa condição em que o N do LE fica junto da palha dificilmente ocorre em condições de campo devido que a ocorrência de chuvas ocasiona o transporte do N presente no LE para o solo onde o mesmo pode ser rapidamente nitrificado.

Os resultados obtidos neste trabalho evidenciam que a aplicação do lodo de esgoto na superfície do solo e principalmente juntamente com a palha de aveia reduz as quantidades de nitrato no solo na fase inicial de decomposição desses materiais orgânicos no solo. Considerando que o lodo de esgoto possa ser utilizado como fertilizante orgânico e sua aplicação ser realizada antecedendo a semeadura das culturas essa redução nas quantidades de nitrato no solo com o uso do lodo de esgoto juntamente com a palha deve diminuir o potencial de perdas de N por lixiviação de nitrato e/ou desnitrificação em relação ao uso de lodo de esgoto incorporado ao solo. Isso porque na fase inicial de desenvolvimento das culturas a demanda de N das plantas ainda é pequena. Trabalhos conduzidos em condições de campo são necessários para confirmar os resultados obtidos no presente estudo, sendo um importante aspecto a ser investigado pela pesquisa brasileira.

#### 4.2.2 Mineralização do N

##### Tratamento testemunha

No tratamento contendo apenas solo a quantidade de N mineral passou de  $11 \text{ mg kg}^{-1}$  no início do experimento para  $19,6 \text{ mg kg}^{-1}$  aos 110 dias de incubação (Figura 8). Esse aumento do N mineral indica que houve mineralização líquida de N sendo a matéria orgânica do solo a fonte do N mineralizado. Esse aumento de N mineral verificado no solo que não recebeu a adição de material orgânico rico em C esta de acordo com os resultados obtidos por Giacomini (2005) e Cargnin (2007),

respectivamente, ambos utilizando o mesmo solo do presente estudo em uma incubação com período de 80 dias.

#### Tratamentos com aplicação exclusiva de lodo de esgoto

Analisando os resultados de N mineral no início da incubação ( $t_0$ ), verifica-se que a adição de lodo de esgoto provocou um aumento de  $15,5 \text{ mg kg}^{-1}$  de N mineral no solo (Figura 8). Esse aumento é atribuído ao N amoniacal presente no lodo de esgoto no momento de sua aplicação ao solo. O valor de  $15,5 \text{ mg kg}^{-1}$  representa apenas 50% da quantidade de N amoniacal aplicado ao solo com o lodo de esgoto, que foi de  $29,6 \text{ mg kg}^{-1}$  de solos (Tabela 1). Os dois tratamentos que receberam apenas lodo de esgoto (S + LE Sup e S + LE Inc) apresentaram um comportamento semelhante, proporcionando aumento no teor de N mineral do solo (Figuras 8).

Na Figura 9 que representa os processos líquidos de mineralização, observa-se que após uma baixa taxa de mineralização na primeira semana de incubação, os valores de N mineralizado aumentam significativamente até 60 dias após a aplicação do lodo de esgoto ao solo.

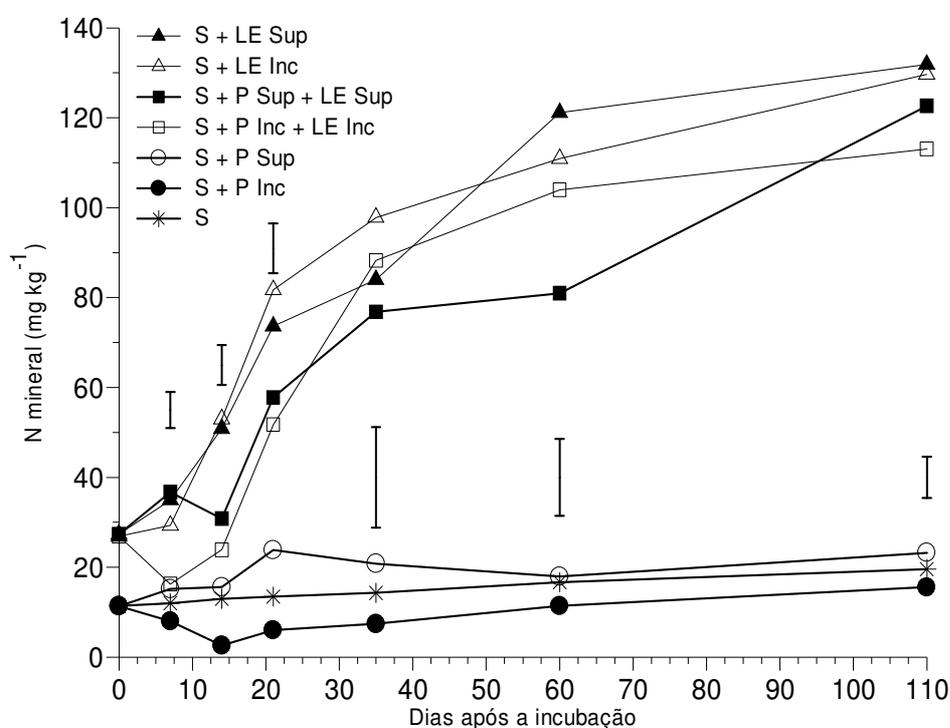
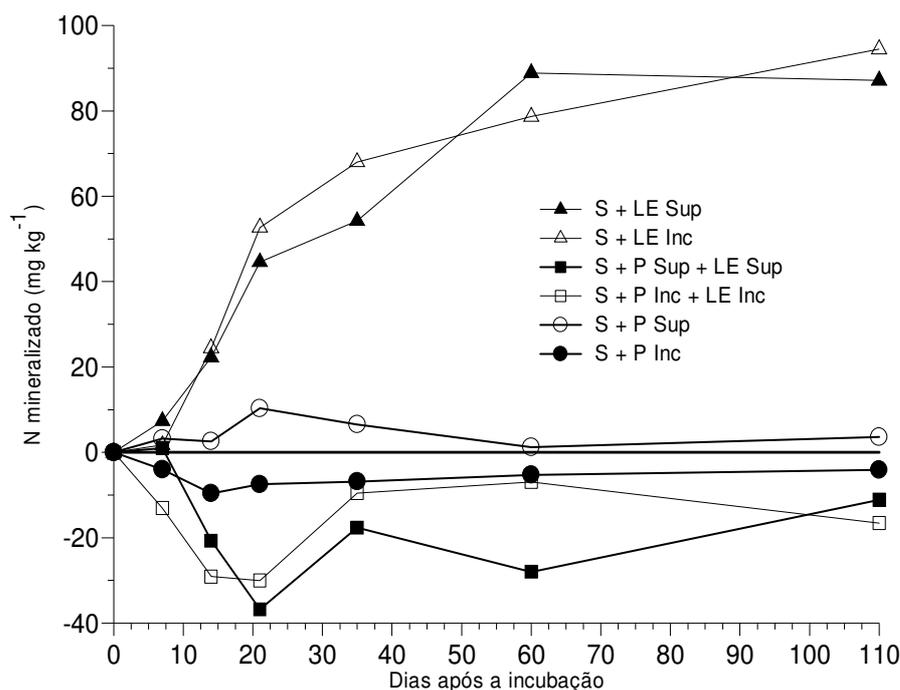


Figura 8 – Quantidades de N mineral no solo dos diferentes tratamentos nas amostragens realizadas durante os 110 dias de incubação. S = solo; P= palha; LE = lodo de esgoto; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%).



**Figura 9 – Mineralização do N dos diferentes tratamentos nas amostragens realizadas durante os 110 dias de incubação. S = solo; P= palha; LE = lodo de esgoto; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%).**

Também, observa-se que na média dos tratamentos com o uso isolado de lodo de esgoto, dos 90,8 mg kg<sup>-1</sup> de N mineralizados em 110 dias, aproximadamente 53,5% foi mineralizado nas três primeiras semanas da incubação. Comportamento semelhante com lodo de esgoto foi constatado por Parker e Sommers (1983), Lindemann e Cardenas (1984), Banerjee et al. (1997), Boeira et al. (2002) e é atribuído a mineralização de formas nitrogenadas mais lábeis, com posterior mineralização de formas recalcitrantes.

Em condições de campo, é provável que a quantidade de N mineral com o uso de LE na superfície do solo fosse menor do que o encontrado neste experimento. Isto porque a manutenção na superfície do solo de resíduos ricos em N amoniacal favorece as perdas de N por volatilização de amônia, especialmente nas primeiras horas após a aplicação dos mesmos. Robinson et al. (2002) conduziram um experimento na Austrália com três tipos de lodo, sendo um digerido aerobicamente, um digerido anaerobiamente e outro com digestão anaeróbia secundária. Os lodos foram aplicados na superfície do solo nas doses de 26, 28 e 23 Mg ha<sup>-1</sup>, equivalendo a 1.425, 1.037 e 965 kg de N ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Grandes

perdas de  $\text{N-NH}_3$  por volatilização foram verificadas durante as três primeiras semanas após a aplicação. Para o lodo digerido aerobicamente, a perda de N por volatilização foi igual a 40% (89% do  $\text{N-NH}_4^+$  aplicado). Em relação ao lodo digerido anaerobiamente e ao lodo com digestão secundária, as perdas de N por volatilização chegaram a 30% (90% do  $\text{N-NH}_4^+$  aplicado) e 19% (85% do  $\text{N-NH}_4^+$  aplicado), respectivamente. Esse é um aspecto que merece ser melhor estudado em condições de campo.

Com base nos valores de N mineral da Figura 9 e da quantidade de N orgânico aplicado ao solo com o lodo de esgoto (Tabela 1) é possível determinar a porcentagem do N orgânico aplicado que foi mineralizado. Ao final de 110 dias 50,7% e 54,9% do N orgânico aplicado com o LE na superfície e incorporado ao solo foi mineralizado, respectivamente. Esse valor de mineralização de N obtido para o lodo de esgoto está dentro de uma ampla faixa de índices de mineralização determinados em diversos estudos: de 40% em 15 semanas (EPSTEIN et al., 1978), de 54% em 17 semanas (MAGDOFF; AMADON, 1980), de 15% em 16 semanas (PARKER; SOMMERS, 1983) e de 31% em 15 semanas de incubação (BOEIRA et al., 2002). O LE possui baixo suprimento de material energético e possui material protéico de fácil degradação pelos microrganismos (LERCH et al., 1993), promovendo um aumento dos teores de N mineral no solo. A pequena diferença entre os tratamentos em superfície e incorporado ao solo mostra que independente da localização do lodo de esgoto no solo, ocorre a mineralização de N, provavelmente pela composição do LE que traz consigo microrganismos adaptados a sua degradação, provenientes do sistema de tratamento a que foi submetido o lodo de esgoto gerador do lodo de esgoto como referido por Castilhos et al. (2000).

Trabalhando com lodo digerido aerobicamente e anaerobicamente em um siltoso-arenoso Hernández et al. (2002) verificou que a mineralização aparente do N foi maior no lodo de esgoto obtido via tratamento aeróbico, atingindo 55,8% do N aplicado contra 30,9% no lodo obtido via tratamento anaeróbico. Lindemann e Cardenas (1984) em experimento no laboratório, utilizando dois tipos de solo (argiloso e arenoso) e três taxas de aplicação de lodo de esgoto digerido anaerobiamente (0, 15 e 30  $\text{g kg}^{-1}$  de solo), determinaram a mineralização potencial do N orgânico. Após 32 semanas de incubação foi observada uma taxa de mineralização de 30% no solo argiloso e 24% de mineralização no solo arenoso.

No presente estudo a quantidade de LE aplicada foi equivalente a  $30 \text{ Mg ha}^{-1}$  o que resultou em uma aplicação de  $121 \text{ kg ha}^{-1}$  de N total. Dessa quantidade de N total,  $18 \text{ kg ha}^{-1}$  encontravam-se na forma de N mineral principalmente como amônio e  $103 \text{ kg ha}^{-1}$  na forma de N orgânico. Considerando o valor de porcentagem de mineralização do N orgânico do LE obtido no presente estudo de 53%, verifica-se que seriam disponibilizados mais  $54,6 \text{ kg ha}^{-1}$  de N mineral, totalizando  $72,6 \text{ kg ha}^{-1}$  ( $18 \text{ kg ha}^{-1} + 54,6 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Tal quantidade de N representa aproximadamente 60% do N total aplicado com o lodo. Esse valor supera em três vezes o índice de eficiência de 20% recomendado pela CQFS – RS/SC (2004) o qual é um indicativo do que será disponibilizado no primeiro cultivo após a aplicação do lodo. Tal resultado evidencia a importância da realização de estudos para avaliar o potencial de fornecimento de N pelos materiais orgânicos a fim de aprimorar a recomendação das doses desses materiais a serem utilizadas para que haja um suprimento adequado de N às culturas sem a degradação do meio ambiente.

#### Tratamento com uso exclusivo de palha de aveia

Nos tratamentos em que a palha de aveia foi adicionada (S+P Sup e S+P Inc), observaram-se duas situações: 1) quando a palha foi adicionada em superfície, simulando plantio direto, houve um aumento na quantidade de N mineral no solo acima daquela observada no tratamento testemunha (Figura 8 e 9), sendo superior a partir da segunda amostragem até o final do experimento, porém com uma fase de mineralização maior entre 15 e 40 dias; e 2) Quando a palha foi incorporada, a quantidade de N mineral no solo durante todo o período de condução do experimento foi inferior àquela observada na testemunha (Figura 8), indicando a ocorrência de imobilização líquida de N (Figura 10).

Comparando as curvas dos dois tratamentos com somente a adição de palha, observa-se na Figura 9, que a imobilização ocorreu somente no tratamento em que a palha foi incorporada. Este resultado confirma a hipótese de que a incorporação de material orgânico rico em carbono e pobre em nitrogênio favorece a imobilização de N no solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Isso em função de que o maior contato do solo com os resíduos culturais, facilita o acesso dos microrganismos decompositores ao C da palha, e também o fluxo de água, nutrientes entre eles, principalmente  $\text{N-NO}_3^-$ , da solução do solo aos sítios de decomposição, proporcionando a microbiota o

C da palha e o N do solo. Cargnin (2007) verificou que tanto a palha incorporada quanto a em superfície apresentaram imobilização líquida de N com valores maiores de imobilização para a palha incorporada. Os resultados do presente estudo, mesmo sendo obtidos em laboratório, sob condições controladas, em que se simula o plantio direto, indicam que a palha em superfície apresenta baixo potencial em causar imobilização de N no solo.

Na Figura 8 observa-se que no tratamento com a incorporação da palha (S + P Inc) o N mineral do solo diminuiu de maneira mais acentuada até a segunda amostragem (14 dias), e após houve um aumento, do N mineral do solo, chegando ao valor de  $15,6 \text{ mg kg}^{-1}$  solo aos 110 dias de incubação. A análise desse resultado indica que a imobilização microbiana do N mineral teria ocorrido apenas na fase inicial do experimento. Todavia, comparando a dinâmica do N mineral do tratamento onde a palha foi incorporada ao solo no tratamento testemunha, observa-se que a imobilização do N mineral do solo, proporcionada pela incorporação da palha, ocorreu durante todo o experimento e não apenas no período inicial (Figura 9).

Tratamentos com aplicação de lodo de esgoto e palha de aveia

A Figura 9 apresenta resultados que possibilitam calcular o efeito da palha de aveia sobre a dinâmica do N adicionado ao solo via lodo de esgoto, nos dois tratamentos (S+ P<sub>Sup</sub> + LE<sub>Sup</sub> e S+P<sub>Inc</sub> + LE<sub>Inc</sub>). Os resultados destes cálculos mostrados na Figura 10 indicam que, com exceção da amostragem realizada aos 7 dias para o tratamento (S+P<sub>Sup</sub>+LE<sub>Sup</sub>) em que se registrou valor positivo para mineralização do N, nas demais amostragens nos dois tratamentos foram observados valores de N mineral negativos, indicando que houve imobilização líquida do N. Após 21 dias do início da incubação o processo de imobilização se torna mais intenso no tratamento S+P<sub>Sup</sub> +LE<sub>Sup</sub> em relação ao S+P<sub>Inc</sub> + LE<sub>Inc</sub>. Esse efeito pode ser atribuído ao contato íntimo do lodo de esgoto com a palha, o qual disponibilizou o N necessário para os microrganismos realizarem a decomposição da palha. Esse efeito parece ser menos intenso quando da incorporação dos mesmos materiais orgânicos ao solo, talvez o menor contato do lodo de esgoto com a palha pelo fato de uma homogeneização com solo. Provavelmente o solo diminua o efeito do lodo de esgoto direto sobre a palha, precisando que ocorra a difusão dos elementos ( $\text{N-NO}_3^-$ ) para que atuem sobre os sítios de decomposição da palha.

No presente trabalho a imobilização de N nos tratamentos com palha e lodo de esgoto na superfície e incorporados ao solo, foi de  $36 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $30 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente. Esses valores são próximos aos obtidos por (GIACOMINI, 2005) ao avaliar a dinâmica do N no solo com o uso de dejetos de suínos e palha de aveia. Ao adicionarem palha de milho ( $C/N = 130$ ) a um solo cuja concentração de N mineral era de  $60 \text{ mg kg}^{-1}$  a imobilização de N atingiu  $55 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo. Com a adição de palha de trigo ( $C/N = 67$ ) a um solo contendo  $67 \text{ mg kg}^{-1}$  N mineral, Corbeells et al. (2000) constataram que a imobilização de N foi de  $34 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo.

A partir dos resultados da Figura 9 e da quantidade de C adicionada ao solo é possível calcular a relação entre a quantidade de N imobilizada e a quantidade de C adicionada ao solo com a palha de aveia. O valor máximo obtido aos 21 dias para essa relação na média dos tratamentos com a palha incorporada e em superfície com lodo de esgoto foi de  $10,9 \text{ kg de N Mg}^{-1}$  de C adicionado com a palha. Tal valor indica que para cada Mg de matéria seca de palha de aveia adicionada ao solo poderá provocar a imobilização de  $4,6 \text{ kg ha}^{-1}$  de N. Esse valor pode ser considerado como o potencial da palha de aveia em provocar imobilização de N em condições de laboratório, por não haver fluxo de água no solo, o N proveniente do lodo de esgoto permaneceu junto aos sítios de decomposição sendo imobilizado em função das necessidades da população microbiana atuante na decomposição da palha de aveia. Além disso, no laboratório as condições de incubação reduzem as perdas de N por volatilização de amônia mantendo maior quantidade de N mineral no solo favorecendo o processo de imobilização de N.

## 5 CONCLUSÕES

- 1) A aplicação de lodo de esgoto juntamente com a palha de aveia aumentou a mineralização do C da palha somente quando esses materiais orgânicos permaneceram na superfície do solo.
- 2) A imobilização de N não é afetada pela incorporação conjunta do lodo de esgoto e da palha de aveia, mas é estimulada na presença da palha.
- 3) O N orgânico presente no lodo de esgoto apresentou uma mineralização de 50% não diferindo entre incorporar ou manter o lodo na superfície do solo.
- 4) A mineralização aparente do C do lodo não foi influenciada pela incorporação desse material orgânico ao solo e atingiu 30% do C adicionado com o lodo.

## 6 REFERÊNCIAS

AITA, C. et al. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 149-161, jan./fev. 2006.

AJWA, H. A.; TABATABAI, M. A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology Fertility of Soils**, Berlin, v. 18, p. 175-182, 1994.

ANDERSEN, M. K. **Short term N mineralization-immobilization turnover in soil after incorporation of green manures as a function of plant litter quality and soil temperature** – A comparison of analytical models with the numerical model FLUAZ. 1999, 73 f. Dissertation (Master in Microbial Ecology)- University of Aarhus, Denmark.

ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C DE.; CERRI. C. Qualidade da matéria orgânica e estoques de carbono e nitrogênio em Latossolo tratado com biossólido e cultivado com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 803-816, set./out. 2005.

\_\_\_\_\_. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. **Bragantia**, Campinas, v. 65, n. 4, p. 659-668, out./dez. 2006.

ANDRAUS, S. et al. Sobrevivência de Bactérias Entéricas do Lodo de Esgoto, em Solo Agrícola. **Sanare**, Curitiba, v. 8, n. 8, p. 66-70, jul/dez.1997.

ANDRÉA et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 179-186, 2004.

ANDREOLI, C. V. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agrossistema**. 1999. 278 f. Dissertação (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ANDREOLI, C. V., PEGORINI, E. S., FERNANDES, F. Disposição do lodo de esgoto no solo. In: ANDREOLI, C. V., SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Coords.) **Lodo de**

**esgotos:** tratamento e disposição final. DESA/UFMG, SANEPAR. v. 6, p. 319-395, 2001.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caledado. **Revista Técnica Sanepar**, Curitiba, v. 18, n. 18, p. 63-70, jul./dez. 2002.

ANGLIAN WATER. **Manual of good practice for utilisation of sewage sludge in agriculture**. Cambridgeshire, p. 53, 1991.

BAATH, E. Effects of heavy metals in soil on microbial process and population (a review). **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 47, p. 335-379, 1989.

BANERJEE, M. R.; BURTON, D. L.; DEPOE, S. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v. 66, n. 3, p. 241-249, 1997.

BARBARICK, K. A.; IPPOLITO, J. A. Nitrogen fertilizer equivalency of sewage biossolids applied to dryland winter wheat. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 1345 - 1351, 2000.

BETIOL, W.; CARVALHO, P. C. T. Lodo de esgoto como fertilizante para a cultura do milho (*Zea mays* L.) híbrido HMDO 7974. **Fertilizantes**, v. 4, p. 9-11, 1982.

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

BOEIRA, R. C. **Aspectos experimentais na avaliação da mineralização de nitrogênio de lodos de esgoto incubados com solos**. EMBRAPA Meio Ambiente. Jaguariúna, SP, 2005. (Comunicado técnico, 27)

BOEIRA, R. C; LIGO, M. A. V. Decomposição de lodos de esgoto em latossolo. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 1,p. 208-211, fev. 2007.

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido: II - Disponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 557-568, maio/jun. 2004.

BOYLE, M.; PAUL, E. A. Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. **Soil Sci. Soc. Am. J.** v. 53, n. 99–103, 1989.

BRANCO, S. M, **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**, 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986.

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

\_\_\_\_\_, CONAMA. Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília**, DF, 29 ago. 2006. Disponível em <<http://www.resol.com.br/legisla/legisla3.php?id=556>>, Acesso: 28 jul. de 2008.

BURTON, J. A.; HART JUNIOR, J. B.; URIE, D. H. Nitrification in sludge-amended Michigan forest soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, p. 600-616, 1990.

CARGNIN, R. H. O. **Biotransformações do nitrogênio no solo durante a decomposição de palha de trigo e dejetos líquidos de suínos**. 2007. 59 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

CASTILHOS, D. D.; VIDOR, C.; CASTILHOS, R. M. V. Atividade microbiana em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. **Revista Brasileira de Agrocência**, v. 6, p. 71-76, 2000.

COGGER, C. G. et al. Biosolids processing effects on first and second year available nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 162-167, 2004.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CQFS – RS/SC. Manual de Adubação e de Calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10. ed. Porto Alegre: SBCS-Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004, 394p.

COPPENS, F. **Water, carbon and nitrogen dynamics in soil: influence of crop residue location and quality**. 2005. 203 f. Thesis (Doctor) - Catholic University

Leuven, Leuven.

CORBEELS, M.; HOFMAN, G.; CLEEMPUT, O. V. Nitrogen cycling associated with the decomposition of sunflower stalks and wheat straw in a Vertisol. **Plant and Soil**, v. 218, p. 71-82, 2000.

CORRÊA, J. C. et al. Correção da acidez e mobilidade de íons em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 1307-1317, 2007.

CORRÊA, J. C. et al. A. Disponibilidade de metais pesados em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p. 411-419, 2008.

CORSAN - Companhia Riograndense de Saneamento. Lodo de Estação de Tratamento de esgoto: Resíduo ou Produto? IN WORKSHOP, Santa Maria, Nov. 2008.

DA LUZ, L. P. **Dinâmica do carbono durante a decomposição de palha de trigo marcada com  $^{13}\text{C}$  e dejetos líquidos de suínos**. 2007. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

DA ROS, C. O.; AITA, C.; CERETTA, C. A. et al. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 17, p. 257-261, 1993.

DICK, R. P. Soil enzyme assays as indicators of soil quality. In: DORAN, J. W. L. et al. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994, p. 107-124. (Soil Science Society of America Special Publication, 35).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, 1999, 412 p.

\_\_\_\_\_. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.

EPSTEIN, E., TAYLOR, J. M.; CHANEY, R. L. Effects of sewage sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. **Journal Environment Quality**, Madison, v. 5, p. 422-426, 1976.

EPSTEIN, E.; KEANE, D. B.; MEISINGER, J. J. et al. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 7, p. 217 - 222, 1978.

FERNANDES, F; ANREOLI, C. V.; DOMASZAK, S. C. Caracterização preliminar dos principais tipos de lodo de esgoto do Paraná para um programa de reciclagem agrícola. **Sanare**, p. 15-21, 1997.

GIACOMINI, S. J. **A avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos**. 2005. 247 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

GIACOMINI, S. J. et al. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2661-2668, 2008.

GILLER, K. E.; WITTER, E.; McGRATH, S. P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial process in agricultural soils: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, p. 1389-1414, 1998.

GILMOUR, J. T.; SKINNER, V. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 28, n. 6, p. 1122-1126, 1999.

GONÇALVES, F. T. A. **Dinâmica do nitrogênio em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com café**. 2005. 73 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) - Instituto Agrônômico de Campinas, Campinas.

HERNÁNDEZ, T. et al. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 83, p. 213-219, 2002.

HIGGINS, J. A. Land application of sewage sludge with regard to cropping system and pollution potential. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, p. 441-448, 1984.

HOLLAND, E. A.; COLEMAN, D. C. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. **Ecology**, Durham, v. 68, p. 425-433, 1987.

HUTCHISON, C. M. W.; WALWORTH, J. L. Evaluating the effects of gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification on nitrogen fertilizer availability in soil experimentally contaminated with diesel. **Biodegradation**, v. 18, p. 133-144, 2007.

JOOST, R. E.; OLSEN, P. J.; JONES, J. H. Revegetation and Minessoil Development of Coal Refuse Amended with Sewage Sludge and Limestone. **Journal Environmental Quality**, v. 16, n. 1, 1987. p. 65-68.

JORDÃO, E. P. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995, 720 p.

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

LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Utilização do biossólido da CAESB na produção de milho no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, vol. 30, n. 4, p. 741-750, 2006.

LERCH, R. N. et al. Sewage sludge proteins II: extract characterization. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 22, n. 3, p. 625-629, 1993.

LINDEMANN, W. C.; CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, n. 5, p. 1072-1077, 1984.

LUCCHESI, L. A. C. Uso de lodo de esgoto no Sistema Plantio Direto. In: ENCONTRO NACIONAL DE PLANTIO DIRETO, 10., 2006, Uberaba. **Anais...** Uberaba, 2006.

MAGDOFF, F. R.; CHROMEK, F.W. Nitrogen mineralization from sewage sludge. **Journal of Environmental Science Health**, New York, v. 12, p. 191 -201, 1977.

MAGDOFF, F. R.; AMADON, J. F. Nitrogen availability from sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, v. 9, n. 3, p. 451-455, 1980.

MARQUES et al. Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização do nitrogênio em latossolo vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 581-589, 2000.

MARTINS, A. L. C. et al. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 563-574, 2003.

MARY, B., et al. C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and glucose in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 1005-1014, 1993.

MARY, B.; RECOUS, S.; DARWIS, D. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, v. 181, p. 71-82, 1996.

MATTIAZZO, M. E.; BARRETO, M. C. V ; RODELLA, A. A. Organic matter kinetics mineralization in soils amended with four different organic wastes (compact disc). In: CONGRESS MONDIAL DE SCIENCE DU SOL, 16., Montpellier, 1998. **Actes**. Montpellier: ISSS, 1998.

MELO, W. J. et al. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, p. 449-455, 1994.

MELO, W. J. de; MARQUES, O. M.; MELO, V. P. O uso agrícola do biossólido e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M. T. et al. (Ed.). **Biossólido na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001, cap. 11, p. 289-363.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 109 - 142.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006, 729 p.

NASCIMENTO, C. W. A. et al. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 385-392, 2004.

OBERLE, S. L., KEENEY, D. R. Interactions of sewage sludge with soil cropwatersystems. In: **Sewage sludge: land utilization and the environment**. Madison, SSSA, 1994, p. 17-29.

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

OLIVEIRA, S. M. A. C.; SPERLING, M. V. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 2: Influência de fatores de projeto e operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005.

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

POGGIANI, F.; GUEDES, M. C.; BENEDETTI, V. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: I. Reflexo no ciclo dos nutrientes. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto**, Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 163-178, 2000.

PONTES, W. L. **Mineralização de um biossólido industrial no solo e efeito desse na biomassa e atividade microbiana**. 2002. 73 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

RECOUS, S.; ROBIN, D.; DARWIS, D.; MARY, B. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, 27: 1529-1538, 1995.

RECOUS, S.; AITA, C.; MARY, B. In situ changes in gross N transformations in bare soil after addition of straw. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 119-133, 1999.

REINERTSEN, S. A. et al. Role of available carbon and nitrogen in determining the rate of wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 16, p. 459-464, 1984.

RYAN, J. A.; KEENEY, D. R.; WALSH, L. M. Nitrogen transformation and availability of an anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 2, n. 4, p. 489 - 492, 1973.

ROBINSON, M. B.; POLGLASE, P. J.; WESTON, C. J. Loss of mass and nitrogen from biosolids applied to a pine plantation. **Australian Journal of Soil Research**. v. 40, p. 1027 - 1039, 2002.

ROCHA, G. N., GONÇALVES, J. L. M. AND MOURA, I. M. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 623-639, 2004.

SANTOS, D. S.; ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. **Degradação da fração orgânica de lodos de esgoto após aplicação no solo**. In REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 25., 2002, Rio de Janeiro, **Resumo expandido**. Rio de Janeiro, 2002. 1 CD-ROM.

SAVIOZZI, A. et al. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertility and Soils**, v. 25, p. 401-406, 1997.

SAVIOZZI, A. et al. Long-term effects of farmyard manure and sewage sludge on some biochemical characteristics. **Biology and Fertility and Soils**, v. 30, p. 100-106, 1999.

SILVA, C. M. **Dinâmica de metais potencialmente tóxicos no solo após aplicação de lodo de esgoto**. 2005. 157 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

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

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C. A., (Ed) **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965, p. 1551-1572. Pt. 2. (Agronomy series, 9).

STRAUS, E. L. Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.) **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 215 -224.

SYLVIA, D. M. et al. **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey: Prentice Hall, 1998, 550 p.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A. et al. **Análises de solos, plantas e outros materiais**. 2. ed Porto Alegre: Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia, UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

TERRY, R. E.; NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Nitrogen transformations in sewage sludge-amended soils as affected by soil environmental factors. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 45, p. 506- 512, 1981.

THOMAZ-SOCCOL V., PAULINO R. C., CASTRO E. A. Metodologia para análise parasitológica em lodo de esgoto. In: ANDREOLI ; Bonnet. B.R.P. (Coord.) **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**. 2. ed. Curitiba: Sanepar, 2000, p. 28-41.

TORRES, J. L. R. et al. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 609-618, 2005.

TRANNIN et al. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1173-1184, 2007.

TSUTIYA, M. T. **Tecnologias emergentes para disposição final de biossólidos de ETEs**. In: Anais do 20º congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, I-141, p. 61, maio 1999.

USEPA. **Preliminary Data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices**. EPA, 1999. 821-R- 99-012. Washington, DC.

VAZOLLER, R. F. **Microbiologia de lodos ativados**. São Paulo: CETESB, 1989, 23 p. (série manuais. Secretaria do Meio Ambiente).

VAZZOLER, R., **Microbiologia e saneamento ambiental**. Referência obtida via base de dados BDT – Base de dados tropical: Fundação André Tosello. Disponível via internet: [www.bdt.org.br/marinez/podet.bio/cap9/3/rosana.html](http://www.bdt.org.br/marinez/podet.bio/cap9/3/rosana.html), 1999. Acesso em: 20 dez.2008.

VIEIRA, R. F.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 7, p. 867-874, jul. 2003.

VIEIRA, R. F.; SILVA, C. M. M. S. Utilização de lodo de esgoto como fonte de fósforo na cultura da soja. Jaguariúna: **Embrapa/CNPMA**, 2004. p. 1-3. (Circular Técnica)

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 2ª edição, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. V. 4. Lodos ativados. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais. 1997, 415 p.

SPERLING, M. V.; FREIRE, V. H.; CHERNICHARO, C. A. L. Performance evaluation of an UASB – activated sludge system treating municipal wastewater. In: WORLD WATER CONGRESS OF THE INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (**IWA**).1., 2000. Paris. p. 94-100. (Conference Preprint Book 4).

SPERLING, M. V.; CHERNICHARO, C. A. L. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. **Urban Water**, v. 4. p. 105-114, 2002.

WONG, J. W. C.; LAI, M.; FANG, M.; MA, K. K. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. **Environment International**, Elmsford, v. 24, n. 8, p. 935-943, 1998.

## 7 ANEXOS

### ANEXO A - Requisitos Mínimos de Qualidade do Lodo de Esgoto ou Produto Derivado Destinado à Agricultura

RESOLUÇÃO CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006

Publicada no DOU nº 167, de 30 de agosto de 2006, seção 1, páginas 141-146

#### Seção III

#### Requisitos Mínimos de Qualidade do Lodo de Esgoto ou Produto Derivado Destinado a Agricultura

Art. 11. Os lotes de lodo de esgoto e de produtos derivados, para o uso agrícola, devem respeitar os limites máximos de concentração das Tabelas 2 e 3, a seguir especificadas:

Tabela 2. Lodos de esgoto ou produto derivado - substâncias inorgânicas

Substâncias Inorgânicas	Concentração Máxima permitida no lodo de esgoto ou produto derivado (mg/kg, base seca)
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Cromio	1000
Mercúrio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

Tabela 3. Classes de lodo de esgoto ou produto derivado - agentes patogênicos

Tipo de lodo de esgoto	Concentração de patógenos
A	<sup>3</sup> Coliformes Termotolerantes <10 NMP / g de ST Ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo / g de ST <i>Salmonella</i> ausência em 10 g de ST Vírus < 0,25 UFP ou UFF / g de ST
B	<sup>6</sup> Coliformes Termotolerantes <10 NMP / g de ST Ovos viáveis de helmintos < 10 ovos / g de ST

ST: Sólidos Totais; NMP: Número Mais Provável; UFF: Unidade Formadora de Foco; UFP: Unidade Formadora de Placa

## ANEXO B – Definição da dose de lodo de esgoto a ser utilizada no solo

RESOLUÇÃO CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006

Publicada no DOU nº 167, de 30 de agosto de 2006, seção 1, páginas 141-146

### Seção VII

**Da Aplicação** Art 17. Deverá ser adotado, para a taxa de aplicação máxima em base seca, o menor valor calculado de acordo com os seguintes critérios:

I - a aplicação máxima anual de lodo de esgoto e produtos derivados em toneladas por hectare não deverá exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura (em kg/ha), segundo a recomendação agrônômica oficial do Estado, e o teor de nitrogênio disponível no lodo de esgoto ou produto derivado (N<sub>disp</sub> em kg/t), calculado de acordo com o Anexo III desta Resolução;

$$\text{Taxa de aplicação (t/ha)} = \frac{\text{N recomendado (kg/ha)}}{\text{N}_{\text{disp}}(\text{kg/t})}$$

II - o cálculo da taxa de aplicação máxima anual deverá levar em conta os resultados dos ensaios de elevação de pH provocado pelo lodo de esgoto ou produto derivado constantes do Anexo II desta Resolução, no solo predominante na região de modo a garantir que o pH final da mistura solo-lodo de esgoto ou produto derivado não ultrapasse o limite de 7,0; e

III - observância dos limites de carga total acumulada teórica no solo quanto à aplicação de substâncias inorgânicas, considerando a Tabela 4, a seguir:

**Tabela 4.** Cargas acumuladas teóricas permitidas de substâncias inorgânicas pela aplicação de lodo de esgoto ou produto derivado em solos agrícolas.

Substâncias inorgânicas	Carga acumulada teórica permitida de substâncias inorgânicas pela aplicação do lodo de esgoto ou produto derivado (kg/ha)
Arsênio	30
Bário	265
Cádmio	4
Chumbo	41
Cobre	137
Cromio	154
Mercúrio	1,2
Molibdênio	13
Níquel	74
Selênio	13
Zinco	445