

**Barbara Rocha Pinto Bonnet**

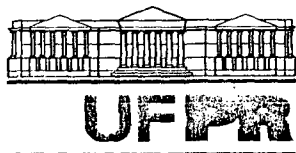
**PRODUÇÃO DE MUDAS DE *Eucalyptus viminalis* Lambill. (Myrtaceae), *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) e *Mimosa scabrella* Benth. (Mimosaceae) EM SUBSTRATOS COM LODO DE ESGOTO ANAERÓBIO DIGERIDO ALCALINIZADO E COMPOSTADO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre.

**Orientação: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Celina Wisniewski**

**Co-orientação: Prof. Dr. Antônio Carlos Nogueira  
Prof. Dr. Cleverson Vitório Andreoli  
Prof. Ph.D. Carlos Bruno Reissmann**

**CURITIBA  
Março de 2001**



Universidade Federal do Paraná  
Setor de Ciências Agrárias – Centro de Ciências Florestais e da Madeira  
**Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal**  
Av. Lothário Meissner, 3400 - Jardim Botânico – CAMPUS III  
80210-170 - CURITIBA - Paraná  
Tel. (41) 360.4212 - Fax. (41) 360.4211 - <http://www.floresta.ufpr.br/pos-graduacao>  
e-mail: [pinheiro@floresta.ufpr.br](mailto:pinheiro@floresta.ufpr.br)

## PARECER

Defesa nº 432

A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após argüir a mestranda **BARBARA ROCHA PINTO BONNET** em relação ao seu trabalho de dissertação intitulado “PRODUÇÃO DE MUDAS DE *Eucalyptus viminalis* Lambill. (Myrtaceae), *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) e *Mimosa scabrella* Benth. (Mimosaceae) EM SUBSTRATOS COM LODO DE ESGOTO ANAERÓBIO DIGERIDO CALADO E COMPOSTADO”, é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** da acadêmica, habilitando-a ao título de *Mestre em Ciências Florestais*, na área de concentração em *Conservação da Natureza*.

*Dr.ª Celina Wisniewski*

Professora e pesquisadora do Departamento de Solos da UFPR  
Orientadora e presidente da banca examinadora

*Dr. Fernando Fernandes*

Professor e pesquisador da Universidade Estadual de Londrina-Pr  
Primeiro examinador

*Ph.D. Carlos Bruno Reissmann*

Professor e pesquisador do Departamento de Solos da UFPR  
Segundo examinador

Curitiba, 11 de abril de 2001.

*Nivaldo Eduardo Rizzi*

Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal

*Franklin Galvão*

Vice-coordenador

***A Luis Carlos e Rosana,***

***Dedico.***

## AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Ambiental do Paraná, na pessoa de seus técnicos Sérgio Bittencourt e Júnia, pelo interesse e acolhida à realização da fase experimental no Viveiro de Essências Florestais do Centro Paraná Floresta.

A toda a equipe de viveiristas do Centro Paraná Floresta – e particularmente ao Senhor Alceu e à Dona Adelaide – pelo apoio integral a toda a fase experimental.

Ao CTU da Universidade Estadual de Londrina, pela cessão de material experimental.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro a minha formação de Pós-graduação.

Ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, que com seus docentes de alto nível e sua estrutura de apoio me permitiram ampliar meus horizontes técnicos e científicos.

Aos Professores da UFPR, Dr. Renato Marques, Dr. Henrique Koehler e Dr. Carlos Sanquetta, pela importante colaboração à formação da proposta de trabalho e à interpretação de seus resultados.

Aos funcionários da UFPR – “Seu” Vivaldo, viveirista da Escola de Florestas; Aldair e Roberto, técnicos do Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas, e à Ana, técnica do Laboratório de Biologia do Solo – pela inestimável contribuição ao processamento dos materiais experimentais.

Aos colegas da Araupel – Saulo Barbieri, Gilberto Gioda e Tarso Giacomet – pela compreensão e flexibilidade face aos compromissos com o Curso.

Ao Gerente do GECIP – Grupo Específico de Consultoria e Pesquisa – da Sanepar, Ary Haro dos Anjos, pela receptividade a este trabalho.

Aos funcionários dos setores de transporte e de operação de esgotos da Sanepar, pelo apoio à preparação e condução experimental.

Aos antigos e novos membros da Equipe do GECIP da Sanepar – Aderlene, Andréia, Cláudia Teles, Cláudio Barretto, Cynthia, Cidinei, Cristiane, Déa Pires, Fernando Fernandes, Luís, Marilene, Patrícia Michele, Pegorini, Ricardo Ihlenfeld, Susan e Wolter – pelos anos de aprendizado profissional conjunto, e pelos amigos que vocês se tornaram.

A todos os colegas do Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal – e em especial ao Beethoven, à Maria Rosa, à Cláudia Sonda e ao Emerson – pelo convívio agradável e pela força.

A minha Orientadora Celina e a meus Co-orientadores Nogueira, Bruno e Cleverson, pela imensa confiança que demonstraram em mim e por tudo que vocês me ensinaram.

Aos meus queridos amigos do VNMGC e do MCV, pelas lições de amizade de agora e de sempre.

A meu pai, à Rosana e a meus quatro irmãozinhos.

E finalmente a Deus, por me trazer tantas pessoas a quem agradecer.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE APÊNDICES.....	xiii
RESUMO.....	xiv
ABSTRACT.....	xv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1. SITUAÇÃO ATUAL E PERSPECTIVAS DO SANEAMENTO NO BRASIL E NO PARANÁ.....	4
2.2. ASPECTOS CONCEITUAIS SOBRE TRATAMENTO DE ESGOTOS E PRODUÇÃO DE LODO.....	7
2.3. ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO FINAL DO LODO DE ESGOTOS.....	13
<b>2.3.1. Soluções de disposição final e vias de reciclagem.....</b>	<b>13</b>
2.4. RECICLAGEM AGRÍCOLA DO LODO DE ESGOTOS: HISTÓRICO E CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	17
2.5. TRATAMENTOS APLICADOS AO LODO DE ESGOTOS.....	20
2.6. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DOS LODOS DE ESGOTOS.....	24
<b>2.6.1. Nitrogênio.....</b>	<b>26</b>
<b>2.6.2. Outros macronutrientes.....</b>	<b>31</b>
<b>2.6.3. Micronutrientes e metais pesados.....</b>	<b>33</b>
<b>2.6.4. Compostos orgânicos complexos.....</b>	<b>39</b>

<b>2.6.5. Matéria orgânica.....</b>	<b>39</b>
2.6.5.1. Aspectos químicos.....	40
2.6.5.2. Aspectos físicos.....	42
2.6.5.3. Aspectos biológicos.....	46
<b>2.6.6. Efeitos do pH sobre a absorção de nutrientes.....</b>	<b>48</b>
<b>2.7. EFEITOS DO LODO DE ESGOTO SOBRE A PRODUTIVIDADE AGRÍCOLA E SILVICULTURAL.....</b>	<b>53</b>
<b>2.8. COMPOSIÇÃO E QUALIDADE DE SUBSTRATOS PARA A PRODUÇÃO DE MUDAS FLORESTAIS.....</b>	<b>60</b>
<b>2.9. ASPECTOS SOBRE AS ESPÉCIES FLORESTAIS TESTADAS.....</b>	<b>65</b>
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>68</b>
3.1. CARACTERIZAÇÃO DOS COMPONENTES, INSTALAÇÃO E CONDUÇÃO EXPERIMENTAL.....	68
3.2. ANÁLISES LABORATORIAIS E ESTATÍSTICAS.....	74
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>78</b>
4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS COMPONENTES DO SUBSTRATO.....	78
4.2. PERCENTUAIS DE EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA.....	81
4.3. EVOLUÇÃO DOS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS.....	88
4.4. ESTADO NUTRICIONAL.....	101
4.5. OUTRAS OBSERVAÇÕES.....	112
<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>115</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	
<b>APÊNDICES</b>	

## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA 1.</b> CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS E PRINCIPAIS TECNOLOGIAS DISPONÍVEIS.....	10
<b>TABELA 2.</b> ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO DE LODO EM 1990 E 1996.....	17
<b>TABELA 3.</b> COMPARAÇÃO DE CARACTERÍSTICAS ENTRE LODOS PRIMÁRIOS E DIGERIDOS.....	25
<b>TABELA 4.</b> TEORES DE NUTRIENTES EM LODOS DIGERIDOS DO PARANÁ..	25
<b>TABELA 5.</b> TRANSFORMAÇÕES E PERDAS DE N DE LODOS EM FLORESTAS.....	29
<b>TABELA 6.</b> TEORES EM LODOS, ESSENCIALIDADE, TOXIDEZ E MOBILIDADE DE ALGUNS ELEMENTOS.....	34
<b>TABELA 7.</b> CONCENTRAÇÕES DE METAIS PESADOS EM LODOS NO PARANÁ.....	35
<b>TABELA 8.</b> CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS DE METAIS PESADOS EM LODOS DE ESGOTOS PARA RECICLAGEM AGRÍCOLA SEGUNDO ALGUMAS NORMATIZAÇÕES (MG.KG <sup>-1</sup> EM BASE SECA).....	36
<b>TABELA 9.</b> PROPORÇÕES GRANULOMÉTRICAS EM SUBSTRATOS FLORESTAIS.....	44
<b>TABELA 10.</b> NÍVEIS DE PH RECOMENDADOS POR DIVERSOS AUTORES PARA GIMNOSPERMAS E ANGIOSPERMAS.....	52
<b>TABELA 11.</b> PADRÕES DE FERTILIDADE DE SUBSTRATOS PARA MUDAS DE ESPÉCIES DE <i>Pinus</i> E <i>Eucalyptus</i> NO SUL DO BRASIL.....	63



<b>TABELA 12.</b> PADRÕES REFERENCIAIS DE NPK GENÉRICOS A MUDAS DE GIMNOSPERMAS E ANGIOSPERMAS.....	63
<b>TABELA 13.</b> CARACTERÍSTICAS BÁSICAS DAS SEMENTES UTILIZADAS.....	68
<b>TABELA 14.</b> TRATAMENTOS APLICADOS NO DELINEAMENTO EXPERIMENTAL EM PROPORÇÕES VOLUMÉTRICAS.....	70
<b>TABELA 15.</b> VOLUMES DE COMPONENTES COMBINADOS PARA A FORMAÇÃO DOS SUBSTRATOS EXPERIMENTAIS.....	71
<b>TABELA 16.</b> DOSAGENS DE ADUBAÇÃO SUPLEMENTAR POR TRATAMENTO.....	72
<b>TABELA 17.</b> MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS PARA AS DETERMINAÇÕES EM SUBSTRATOS E TECIDOS VEGETAIS.....	75
<b>TABELA 18.</b> RESULTADOS ANALÍTICOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO- QUÍMICA DOS COMPONENTES DOS SUBSTRATOS.....	78
<b>TABELA 19.</b> NÚMEROS BRUTOS E PERCENTUAIS DE EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA EM <i>S. terebinthifolius</i> .....	82
<b>TABELA 20.</b> NÚMEROS BRUTOS E PERCENTUAIS DE EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA EM <i>M. scabrella</i> .....	83
<b>TABELA 21.</b> NÚMEROS BRUTOS E PERCENTUAIS DE EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA EM <i>E. viminalis</i> .....	84
<b>TABELA 22.</b> MÉDIAS DE ALTURA E DIÂMETRO DE COLO E RELAÇÃO ALTURA/DIÂMETRO DE COLO NAS MEDIÇÕES INDIVIDUAIS DO CENTRO PARANÁ FLORESTA PARA <i>S. terebinthifolius</i> .....	89
<b>TABELA 23.</b> MÉDIAS DE ALTURA E DIÂMETRO DE COLO E RELAÇÃO	

ALTURA/DIÂMETRO DE COLO NAS MEDIÇÕES INDIVIDUAIS DO CENTRO PARANÁ FLORESTA PARA <i>M. scabrella</i> .....	90
<b>TABELA 24.</b> MÉDIAS DE ALTURA E DIÂMETRO DE COLO E RELAÇÃO ALTURA/DIÂMETRO DE COLO NAS MEDIÇÕES INDIVIDUAIS DO CENTRO PARANÁ FLORESTA PARA <i>E. viminalis</i> .....	91
<b>TABELA 25.</b> MÉDIAS FINAIS DE ALTURA, DIÂMETRO DE COLO, RELAÇÃO ALTURA/DIÂMETRO DE COLO, BIOMASSA SECA DE PARTE AÉREA E BIOMASSA SECA DE RAÍZES DE <i>S. terebinthifolia</i> , <i>M.</i> <i>scabrella</i> E <i>E. viminalis</i> .....	98
<b>TABELA 26.</b> ESTADO NUTRICIONAL FINAL EM MÉDIAS DOS TRATAMENTOS PARA PARTE AÉREA DE <i>S.</i> <i>terebinthifolius</i> .....	103
<b>TABELA 27.</b> TEORES E CONTEÚDOS DE N NAS RAÍZES DE <i>S.</i> <i>terebinthifolius</i> , <i>M. scabrella</i> E <i>E. viminalis</i> EM MÉDIAS DOS TRATAMENTOS.....	109

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 1.</b> ESQUEMA FUNCIONAL DE UM RALF E ASPECTO DO RALF LONDRINA.....	12
<b>FIGURA 2.</b> VARIAÇÃO DE VOLUME DE LODOS SEGUNDO SEU TEOR DE UMIDADE.....	21
<b>FIGURA 3.</b> EFEITO DO pH SOBRE A DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES EM SUBSTRATOS.....	49
<b>FIGURA 4.</b> NÍVEIS GENÉRICOS DE ESTADO NUTRICIONAL DE MUDAS EM VIVEIROS FLORESTAIS.....	59
<b>FIGURA 5.</b> ARRANJO EXPERIMENTAL DEFINIDO COM DISCRIMINAÇÃO DO CONTEÚDO E COMBINAÇÃO DAS PARCELAS.....	73
<b>FIGURA 6.</b> EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA AOS 106, 149 E 187 DIAS DAS MUDAS DE <i>S. terebinthifolius</i> , <i>M. scabrella</i> E <i>E. viminalis</i> .....	86
<b>FIGURA 7.</b> EVOLUÇÃO DOS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS AOS 106, 149 E 187 DIAS PARA AS MUDAS DE <i>S. terebinthifolius</i> .....	94
<b>FIGURA 8.</b> EVOLUÇÃO DOS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS AOS 106, 149 E 187 DIAS PARA AS MUDAS DE <i>M. scabrella</i> .....	95
<b>FIGURA 9.</b> EVOLUÇÃO DOS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS AOS 106, 149 E 187 DIAS PARA AS MUDAS DE <i>E. viminalis</i> .....	96
<b>FIGURA 10.</b> TEOR DE NUTRIENTES DE PARTE AÉREA DE <i>S. terebinthifolius</i> SEGUNDO O PERCENTUAL DE LODO COMPOSTADO NO	

SUBSTRATO E NA TESTEMUNHA.....	108
<b>FIGURA 11. TEOR E CONTEÚDO DE N EM RAÍZES DAS TRÊS ESPÉCIES</b>	
ESTUDADAS SEGUNDO CADA TRATAMENTO.....	110

## LISTA DE APÊNDICES

- APÊNDICE 1.** DADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA PARÂMETROS DE EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA E PARÂMETROS BIOMÉTRICOS AO LONGO DO CRESCIMENTO DAS ESPÉCIES TESTADAS.
- APÊNDICE 2.** DADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA DETERMINAÇÃO FINAL DE PARÂMETROS BIOMÉTRICOS DAS TRÊS ESPÉCIES TESTADAS E MATRIZ DE CORRELAÇÃO PARA OS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS DAS TRÊS ESPÉCIES FLORESTAIS TESTADAS.
- APÊNDICE 3.** DADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA ESTADO NUTRICIONAL DE *S. terebinthifolius* E MATRIZ DE CORRELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS NUTRICIONAIS PARA A PARTE AÉREA E OS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS DETERMINADOS EM *S. terebinthifolius*.
- APÊNDICE 4.** DADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA TEOR DE N NAS RAÍZES DAS MUDAS DAS TRÊS ESPÉCIES TESTADAS.

## RESUMO

Lodo de esgotos anaeróbio digerido alcalinizado e lodo de esgotos anaeróbio digerido compostado com resíduos verdes foram testados, em proporções com substrato comercial, como substrato para a produção de mudas de *Eucalyptus viminalis*, *Schinus terebinthifolius* e *Mimosa scabrella*. Foram analisados seis tratamentos – testemunha (62,5% de substrato comercial e 37,5% de vermicomposto), misturas de 15% e 30% de lodo alcalinizado com respectivamente 85% e 70% de substrato comercial, misturas de 30% e 60% de lodo compostado com respectivamente 70% e 40% de substrato comercial, e 100% de lodo compostado. Todos os tratamentos receberam  $3,125 \text{ g.kg}^{-1}$  de adubo mineral de liberação progressiva (NPK 19:6:10 + micronutrientes), de acordo com o padrão operacional do viveiro. Os componentes foram caracterizados em termos de pH, H + Al, Ca, Mg e Al trocáveis, K trocável, P solúvel, C, N Kjeldahl, T, V, m, densidades e umidade, frações granulométricas, Fe, Mn, Cu e Zn. Os tratamentos foram instalados em três repetições por espécie, em parcelas de 32 tubetes suspensos de  $75 \text{ cm}^3$  com semeadura direta, resultando em 54 parcelas e 1728 tubetes. Aos 106, 149 e 187 dias após a instalação do experimento foram determinados altura e diâmetro de colo de cada muda. Aos 197 dias foram tomadas ao acaso seis mudas por parcela para medição final de altura, diâmetro de colo, biomassa seca e fresca de raízes e parte aérea e para estado nutricional, com determinações de N nas raízes das três espécies e de N, P, K, Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Zn e Cu na parte aérea de *S. terebinthifolius*. Os resultados não apontaram diferenças estatisticamente significativas entre os percentuais de emergência de plântulas apresentados pelos tratamentos. A análise estatística mostrou que na fase inicial de crescimento os melhores resultados biométricos para as três espécies foram apresentados nos tratamentos com 30% e 60% de lodo compostado. Ao longo do período observado todos os tratamentos com lodo compostado tenderam à equiparação, à exceção daqueles com *E. viminalis*. Os tratamentos testemunha e com 15% de lodo alcalinizado apresentaram resultados estatisticamente similares. Em todo o período analisado o tratamento com 30% de lodo alcalinizado foi estatisticamente o de piores resultados biométricos para as três espécies. O conteúdo de N nas raízes de todas as espécies foi menor com 30% de lodo alcalinizado e maior com 60% e 100% de lodo compostado. Para a parte aérea de *S. terebinthifolius* os teores de Ca, Mn e Zn foram maiores no tratamento com 100% de lodo compostado. O teor de Zn foi diretamente proporcional aos percentuais de lodo compostado nos substratos e inversamente proporcional aos teores de P nas mudas. Os conteúdos de Ca, Al, Fe e Mn foram maiores nos tratamentos com 100% de lodo compostado. O tratamento com 30% de lodo alcalinizado resultou nos menores conteúdos de N, K, Al, Fe, Mn e Cu e em maiores teores de Mg e K. O lodo de esgotos anaeróbio digerido apresentou-se viável como componente de substratos para a produção de mudas para as três espécies florestais testadas. Os resultados de substratos com lodo alcalinizado foram inferiores aos dos substratos com lodo compostado, que se mostrou com melhores resultados biométricos e nutricionais em percentuais entre 30% e 60% do substrato para as três espécies testadas.

## ABSTRACT

Anaerobic alkalized sewage sludge and anaerobic composted sewage sludge were used, in proportions with commercial substratum, as substrata to the production of *Eucalyptus viminalis*, *Schinus terebinthifolius* and *Mimosa scabrella* seedlings. Six treatments were analyzed – control (62,5% of commercial substratum and 37,5% of worm compost), mixtures of 15% and 30% of alkalized sludge with respectively 85% and 70% of commercial substratum, mixtures of 30% and 60% of composted sludge with respectively 70% and 40% of commercial substratum, and 100% of composted sludge. All treatments received a supplementary dose of  $3.125 \text{ g.kg}^{-1}$  of slow-liberation mineral manure (NPK 19:6:10 + micronutrients), according to the operational pattern of the nursery. Components were characterized in terms of pH, H + Al, Ca, Mg, Al and K, soluble P, C, N Kjeldahl, T, V%, m%, densities and humidity, granulometric fractions, Fe, Mn, Cu and Zn. Treatments were set in three repetitions for each species, in portions of 32 hanging tubules of  $75 \text{ cm}^3$  with direct sowing, resulting in 54 portions and 1728 tubules. Height and stem diameter of each seedling were measured in the growing phase – 106, 149 and 187 days after experimental setting. After 197 days, six seedlings were randomly taken from each portion and again measured for height, stem diameter, dry and fresh aerial and root biomass, and for nutritional status. Root-N was determined for all species and aerial-part N, P, K, Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Zn and Cu were determined for *S. terebinthifolius*. There were no statistically significant differences in seedling emergence between the treatments. Statistical analysis pointed that in the early growing phase, better biometric results for all species were obtained in treatments with 30% and 60% of composted sludge. In later growing phases of the observing period, all treatments with composted sludge tended to equalization, excepting those with *E. viminalis*. Control treatment and 15%–alkalized sludge treatment had statistically similar biometric results. All along the growing phase, treatments with 30% of alkalized sludge had worst biometric results for the three species. Root-N contents for all species were smaller in 30%–alkalized sludge treatment, and higher in treatments with 60% and 100% of composted sludge. For the aerial part of *S. terebinthifolius* contents of Ca, Mn and Zn were higher in treatment with 100% of composted sludge. Zn content was directly proportional to the percentage of composted sludge between the treatments, and proportionally reverse to P contents in seedlings. Contents of Ca, Al, Fe and Mn were higher in treatments with 100% composted sludge. 30%–alkalized sludge treatment resulted in smaller contents of N, K, Al, Fe, Mn and Cu and in higher concentrations of Mg and K. Anaerobic sewage sludge was shown to be viable as part of substrata for seedling production of the species tested. Alkalized sludge results were inferior to those of substrata with composted sludge as part. Composted sludge had better biometric and nutritional results in percentages between 30% and 60% of the substratum for all tested species.

## 1. INTRODUÇÃO

Esta Dissertação centra-se na análise da alternativa de reciclagem, após tratamentos de estabilização e higienização, de um resíduo urbano de difícil disposição – o lodo de esgotos – como componente de substratos para a produção de mudas de espécies florestais. A composição do lodo de esgotos e seus teores de matéria orgânica e nutrientes, apontam sua valorização agrícola e florestal como alternativa preferencial em relação a outras formas de disposição final, desde que praticada em condições apropriadas. A maior parte das restrições de uso ao produto e dos processos de controle ambiental da prática baseiam-se na concentração de metais pesados e organismos patogênicos dos esgotos nos lodos, em virtude de seu próprio processo de formação.

Sob este prisma, a reciclagem do lodo de esgotos em sistemas florestais guarda vantagens adicionais. Por seu lado, produtos florestais não são comumente componentes da dieta do homem e de animais domésticos, pelo quê preocupações quanto à hospedagem de patógenos e à concentração de metais pesados são minoradas. Espécies florestais podem aceitar grandes volumes de lodo, concentrando pontos de reciclagem em um sistema de distribuição. Devem ser observadas, no entanto, as características peculiares a cada caso em termos de características das áreas, forma de manejo e espécies florestais em uso, através de estudos de aptidão ao recebimento de lodo.

Já existe grande experiência internacional em uso de lodo de esgotos em culturas agrícolas, mas há menor prática em relação a outros usos. A valorização silvicultural do lodo de esgotos é tradicional em estados norte-americanos da costa do Pacífico, em diversas províncias canadenses e em países europeus como Alemanha e



Grã-Bretanha, mas o número de áreas florestais de aplicação não é sequer comparável ao de áreas agrícolas. Ademais, quase todas as experiências de utilização são desenvolvidas em plantios florestais já formados, e pouca informação está disponível a respeito. Sobre o uso do resíduo em outras fases silviculturais, como na produção de mudas em viveiros florestais, a documentação é rara e esparsa – embora o uso de outros resíduos agroflorestais como componentes do substrato para a produção de mudas florestais seja corrente.

Uma questão suplementar é a aplicabilidade dos resultados de pesquisas internacionais em valorização agrícola do lodo de esgotos à realidade nacional. As pesquisas realizadas e a prática adquirida em países do Primeiro Mundo envolvem um quadro ambiental, tecnológico e sócio-econômico bastante distinto do brasileiro. É necessário que sejam intensamente estimuladas linhas de pesquisa sobre o tema no País, para a geração de dados aplicáveis à realidade nacional.

Do ponto de vista dos viveiros florestais, diversos benefícios podem advir do ajuste do uso do lodo de esgotos à sua rotina. Viveiros florestais de pequeno porte são consumidores de solos de horizonte superficial, porções de camada superficial de solos de áreas circunvizinhas, de alto custo comercial e adquiridas à custa de severos danos ambientais, potencializados pela degradação de solos. Viveiros de maior porte geralmente consomem materiais de alto custo, como vermiculita e substratos comerciais, na formação de mudas. Uma vez estabelecida a viabilidade e determinadas dosagens ideais e máximas permissíveis de lodo de esgotos para as espécies cultivadas nos viveiros, parte destes volumes pode ser constituída por lodo de esgotos alcalinizado ou compostado, propiciando economia expressiva com poucas alterações operacionais nos viveiros. O enriquecimento do substrato pode gerar economia na adubação suplementar e a otimização do índice de aproveitamento do viveiro, bem

como a qualidade das mudas produzidas e o tempo demandado para que estejam em condições de expedição.

O objetivo geral deste trabalho é estabelecer a viabilidade da reciclagem do lodo de esgotos anaeróbio digerido, após alcalinização e compostagem, como substrato para viveiros florestais, avaliando sua influência sobre a qualidade de mudas de *Eucalyptus viminalis* Lambill. (Myrtaceae), *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) e *Mimosa scabrella* Benth. (Mimosaceae) produzidas em substratos com diversos teores destes produtos.

Neste sentido, seus objetivos específicos são:

- Estabelecer a viabilidade técnica da reciclagem do lodo de esgotos anaeróbio digerido como substrato na produção de mudas de espécies florestais.
- Avaliar os efeitos de diferentes dosagens de composto de lodo de esgotos e de lodo de esgotos anaeróbio digerido alcalinizado, combinado com substrato comercial e associado a suplementação mineral, sobre o crescimento de mudas de *E. viminalis*, *S. terebinthifolius* e *M. scabrella*.
- Verificar preliminarmente o estado nutricional das mudas produzidas.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. Situação atual e perspectivas do saneamento no Brasil e no Paraná

Os primeiros problemas ambientais mundiais que questionam a sustentabilidade do desenvolvimento estão ligados, tanto ou mais que a exaustão dos recursos naturais, à inviabilidade de nosso padrão de geração de resíduos (BROWN, 1991). Estes problemas tendem a ser sentidos principalmente nos aglomerados urbanos dos países em desenvolvimento, dado seu rápido crescimento sem a adequada capacidade de investimentos públicos em infra-estrutura urbana.

As conseqüências deste modelo de ocupação são severas. Em 1995 apenas 69% da população urbana da América Latina e Caribe dispunha de coleta de águas servidas e 13% dos esgotos coletados recebiam tratamento (OMS/OPAS, 1998). No Brasil apenas 20% dos esgotos coletados recebem tratamento – diariamente, 10 bilhões de litros de esgotos brutos são lançados *in natura* a corpos d'água brasileiros (OMS/OPAS, 1994). Tais dados evidenciam o insucesso de esforços no sentido de reverter este déficit sanitário (OMS/OPAS, 1998), e seus efeitos vêm se fazendo sentir nos setores a que estão ligados, como a gestão ambiental e da saúde pública.

O histórico recente de iniciativas em saneamento básico no Brasil é marcado pelo Plano Nacional de Saneamento, Planasa. Criado em 1971 pelo então Banco Nacional da Habitação, o Planasa implantou uma política nacional para serviços de saneamento básico, mas entre 1971 e 1984 a distribuição destes serviços não se fez de forma igualitária no País. Para o decênio de 1980 a 1990, foram metas o atendimento de 90% da população com abastecimento d'água e 65% com esgotamento sanitário, priorizando-se sistemas de maior e mais rápido retorno. Isto determinou a instalação de sistemas de abastecimento de água em detrimento dos

sistemas de esgotos, bem como sistemas urbanos de maior porte em detrimento de sistemas para pequenas comunidades e do saneamento rural.

As dificuldades criadas por este modelo distorcido persistem até hoje, fazendo-se sentir principalmente nas periferias das áreas urbanas e na área rural. O Planasa não atingiu suas metas, mesmo decorridos períodos maiores que os definidos, e atualmente não há qualquer ação coordenada em termos de políticas públicas para o setor (RIBEIRO, 1995). Na década de 1980 houve alguns investimentos em planos de saneamento básico e ambiental, mas atacando apenas problemas urbanos cruciais, como a despoluição da Baía de Guanabara e de trechos do rio Tietê (BONNET, 1995).

Ao déficit de esgotos tratados somam-se problemas de qualidade nos serviços de tratamento. Por inadequações construtivas, de projeto ou mesmo dificuldades de infra-estrutura ou capacitação de pessoal operacional, em muitos sistemas a carga orgânica dos efluentes pouco difere daquela das águas residuárias. Estas incongruências anulam parcialmente os benefícios dos investimentos em saneamento, tornando o setor um importante poluidor de corpos d'água (OEA/OPAS, 2000).

Como conseqüência destas deficiências, a disposição de lodos de esgotos é ainda uma preocupação incipiente na América Latina e Caribe (BONNET *et al.*, 2000). No entanto, a gestão dos lodos é freqüentemente a etapa mais problemática e onerosa do tratamento de esgotos. Pode representar até 60% do orçamento operacional para o controle de poluição das águas (WEBBER e SHAMMES, 1984) e alcançar até 50% dos custos operacionais de uma unidade de tratamento (LUDOVICE, 1998).

A complexidade técnica e os custos da disposição final do lodo de esgotos fazem com que seja objeto de gestão apenas em situações de crise (ANDREOLI e

PEGORINI, 1998). É crucial que se priorizem modalidades de tratamento com menor produção de lodos e sua gestão deve ser considerada desde a planificação dos sistemas de cobertura sanitária (FERNANDES, 1998). A exigência destas definições deve partir dos próprios gestores de saneamento, por agentes financiadores e pela autoridade ambiental, principalmente tendo em vista a forte tendência à privatização do setor a partir da década de 2000. Na Região Metropolitana de Curitiba o volume de lodos gerados poderá triplicar em curto prazo, em função da política institucional da principal concessionária de serviços do setor – a Companhia de Saneamento do Paraná, Sanepar, companhia de capital privado com participação acionária estatal.

A Sanepar atende a 342 municípios com água tratada e realiza coleta de esgotos em 118 municípios. Outros 57 municípios são atendidos por outras unidades prestadoras de serviços sanitários, totalizando-se 175 municípios no Estado servidos por coleta e tratamento de esgotos (ANDREOLI, 1999). Da população urbana dos municípios onde a Sanepar atua, apenas 26,78% tem serviços de coleta de esgotos e deste total, 63,36% dispõem de tratamento (ANDREOLI *et al.*, 1998). A produção de lodo está concentrada na capital estadual e nas cidades-pólo do Estado. Ao longo das décadas de 1980 e 1990, esforços significativos vêm sendo despendidos pela Sanepar no sentido de aumentar a cobertura dos serviços de coleta e de tratar a totalidade dos esgotos coletados. Linhas de financiamento estaduais, nacionais e internacionais vêm viabilizando a implantação de diversas estações de tratamento de esgotos, ETEs.

Seguindo uma tendência estabelecida no Estado, estas ETEs baseiam-se em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente, também chamados de Leito Fluidizado, RALFs. Por seu custo de implantação até 80% menor que o de sistemas de tratamento convencionais (BONNET, 1995), os RALFs vêm permitindo a ampliação do atendimento de forma descentralizada, contando-se hoje mais de 200 unidades

que servem de 300 até 50 mil habitantes (ANDREOLI, 1999). Mais recentemente têm sido implantadas também plantas de grande porte, para até 270 mil pessoas, como as ETEs Atuba Sul e Santa Quitéria, em Curitiba. Completa a estrutura disponível a ETE Belém, que trata esgotos de 300 mil pessoas num sistema de tratamento aeróbio de alta eficiência que atende à região central de Curitiba.

## **2.2. Aspectos conceituais sobre tratamento de esgotos e produção de lodo**

Os esgotos urbanos constituem uma solução aquosa a 99,99%, formada por despejos domésticos, usualmente com contribuição de águas pluviais e de águas de infiltração nos sistemas de coleta (JORDÃO e PESSOA, 1995). Na fração sólida de 0,01% encontram-se 70% de matéria orgânica – principalmente proteínas, carboidratos e gorduras – e 30% de produtos inorgânicos – principalmente areia, sais e metais. Contribuições de indústrias e de estabelecimentos prestadores de serviços podem ser absorvidos pela rede pública, agregando-lhes maior carga orgânica, metais pesados e compostos orgânicos complexos (ANDREOLI, 1999).

Os componentes orgânicos dos esgotos podem apresentar níveis muito variáveis de estabilização química, que se traduzem por seu volume de sólidos voláteis. O tratamento das águas servidas visa, principalmente, a remoção destes sólidos voláteis da solução, além de outros nutrientes e patógenos. Desta forma, as características do efluente das estações de tratamento tornam-se compatíveis com a capacidade de autodepuração de seu corpo receptor – usualmente o solo, em pequenos sistemas individuais, ou corpos d'água, para sistemas coletivos.

Parte desta remoção pode ser feita por tratamentos primários como gradeamento, desarenação e decantação primária. A maioria dos sistemas de tratamento inclui uma etapa suplementar de degradação biológica, dita tratamento

secundário, em que componentes orgânicos dos esgotos são desdobrados em produtos simples estáveis, pela ação de populações de microrganismos aeróbios ou anaeróbios. Em aerobiose, algas e bactérias oxidam a matéria orgânica a formas estáveis como nitratos, fosfatos, água, CO<sub>2</sub> e outros compostos orgânicos simples. Em ambientes anaeróbios, bactérias acidogênicas e metanogênicas agem sobre a matéria orgânica, convertendo-a em CO<sub>2</sub> e metano, além de outros compostos orgânicos simples.

Os materiais oriundos da separação da fração sólida dos esgotos, bem como parte da massa de microrganismos envolvida no processo, concentram-se em um produto de estrutura granular ou flocular denominado lodo de esgotos. Se apresentar composição predominantemente orgânica e for passível de reciclagem, o lodo pode ser denominado biossólido (WEF, 1998).

O tratamento secundário se caracteriza por fases metabólicas de liberação de energia e nutrientes (catabolismo) e de rearranjo destes nutrientes para a síntese celular, com gasto energético (anabolismo). A proporção entre catabolismo e anabolismo é muito diferente em sistemas aeróbios e anaeróbios – 33:67 para sistemas aeróbios e 97:3 para sistemas anaeróbios, respectivamente, influenciando diretamente a produção de lodo (van HAANDEL e LETTINGA, 1994). Decantadores primários produzem lodo à razão de 25 a 35 L por 1000 L de esgotos tratados, com 3% a 7% de sólidos e 60% a 80% de matéria orgânica.

Sistemas secundários produzem lodo na proporção de 15 a 20 L para cada 1000 L de esgotos tratados, com 0,5% a 2% de sólidos e 50% a 60% de matéria orgânica (OUTWATER, 1994). ANDREOLI (1999) estimou o volume anual de lodo produzido por sistemas de tratamento secundário. O autor indicou taxas de 0,03 a 0,08 m<sup>3</sup>.hab<sup>-1</sup> para lagoas, 0,7 a 1,5 m<sup>3</sup>.hab<sup>-1</sup> para lodos ativados e 0,07 a 0,1 m<sup>3</sup>.hab<sup>-1</sup> para reatores anaeróbios de manta de lodo.

Situações especiais podem exigir remoções em níveis de eficiência superiores aos alcançados pelos sistemas convencionais, com tratamento terciário. Estas situações ocorrem diante de níveis críticos de comprometimento ambiental das águas de um corpo receptor, ou quando aflui à rede receptora grande percentual efluentes industriais. A Tabela 1 a seguir expõe as características de cada etapa de tratamento, e as principais tecnologias disponíveis.

RALFs são unidades compactas que atingem níveis nominais de remoção de carga orgânica de 75 a 85% de  $DBO_5$  ou 70 a 80% de DQO. Seu funcionamento consiste inicialmente na condução do afluente bruto a um gradeamento para a remoção de sólidos grosseiros, e a um desarenador para a retenção de sólidos sedimentáveis. A seguir o afluente é conduzido a uma câmara no centro superior do reator, onde o fluxo é dividido em partes iguais para alimentar tubos difusores que conduzem o material até o fundo do reator. Do fundo o afluente desenvolve um fluxo ascendente, em que se mistura a um manto bacteriano, previamente formado ou inoculado a meia altura do reator.

Matéria orgânica suspensa, dissolvida ou coloidal fica retida no manto, onde é degradada e estabilizada pela atividade metabólica dos microrganismos. Na parte superior do reator, uma parede defletora funciona como interface para as zonas de digestão e de decantação. Os gases formados concentram-se na parte superior interna, de onde podem ser descartados. A fração sólida arrastada pelos gases retorna ao manto de lodo após o desprendimento das bolhas de gás geradas.



**TABELA 1. CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS E PRINCIPAIS TECNOLOGIAS DISPONÍVEIS.**

Item	Preliminar	Primário	Secundário
poluentes removidos	sólidos grosseiros (>~ 1 cm)	sólidos sedimentáveis (>~ 1 µm) DBO em suspensão	sólidos adsorvidos (<~ 1 µm), DBO em suspensão fina, DBO solúvel, nutrientes (parcial) e patógenos (parcial)
eficiência da remoção	–	60% a 70% de sólidos, 30% a 40% de coliformes e 30% a 40% de DBO	60% a 99% de nutrientes, 60% a 99% de coliformes e 10% a 50% de DBO
aplicação	montante das elevatórias e etapas iniciais de tratamento	tratamento inicial e etapa intermediária de decantação	remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, com ou sem etapas de remoção de coliformes e nutrientes
forma de tratamento	físico	físico	biológico
tecnologias de remoção de sólidos	gradeamento de sólidos de grandes dimensões	Sedimentação de partículas de densidade superior à dos esgotos	adsorção pela superfície de aglomerados de bactérias ou biomassa
tecnologias de remoção de matéria orgânica	–	Sedimentação de partículas de densidade superior à dos esgotos.	adsorção pela superfície de aglomerados de bactérias ou biomassa / conversão por hidrólise enzimática da DBO suspensa em DBO solúvel / estabilização (conversão bacteriana da matéria orgânica a água, gases e componentes inertes).

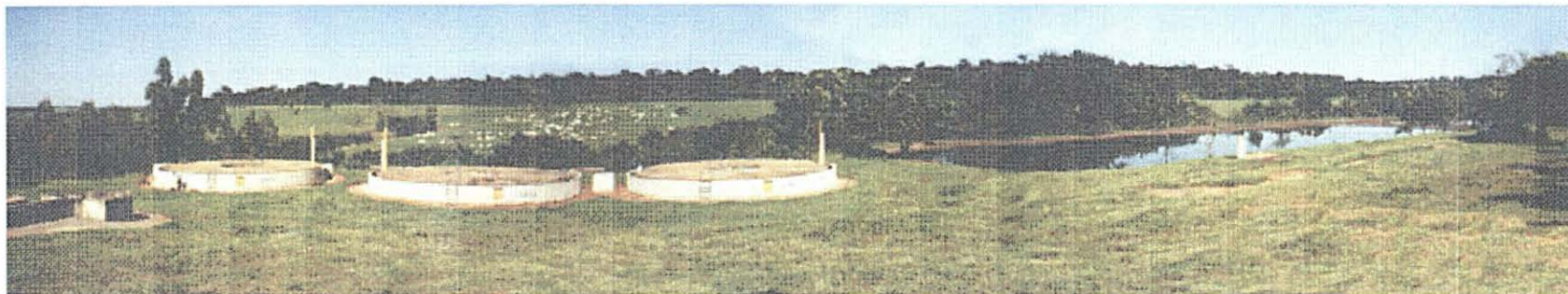
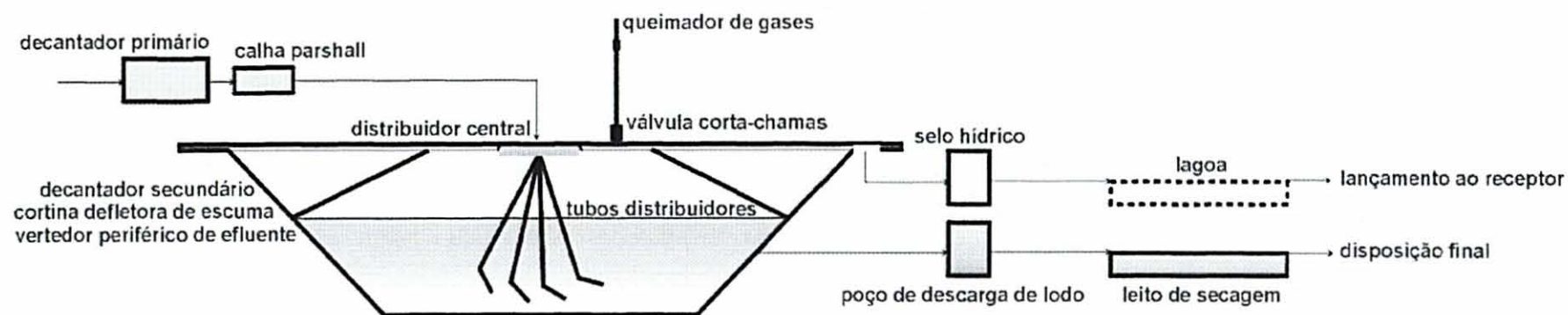
*Adaptado de von SPERLING (1996).*

Após um período de retenção de cerca de oito horas, o efluente tratado segue para o decantador periférico, de onde é vertido por uma canaleta a um corpo receptor ou a um pós-tratamento. O volume de lodo no reator deve ser adequado por descargas a cada quatro meses – assim, o lodo retirado é resultado da mistura de lodos de diversas idades (AISSE *et al.*, 1999) com alto grau de estabilização.

O lodo anaeróbio digerido é desaguado em leitos de secagem ou, em unidades de grande porte, em filtros-prensa. Em ETEs com disponibilidade física (principalmente no interior do Paraná) encontram-se comumente etapas de tratamento suplementares em lagoas anaeróbias ou facultativas e filtros biológicos, e eventualmente decantadores primários e digestores de lodo. A Figura 2 mostra um RALF esquemático e o aspecto do RALF de Londrina.

A produção real de lodos de RALFs no Paraná é relativamente baixa (ANDREOLI *et al.*, 1997) em decorrência de problemas de projeto, dimensionamento e principalmente de operação, como baixa frequência ou ausência de descarga. ANDREOLI (1999) estimou que apenas 39 municípios operam adequadamente seus RALFs. A simples regularização operacional da estrutura existente aumentaria muito o volume de lodo gerado.

Em Curitiba, a ETE Belém é um sistema com tratamentos primário e secundário baseado em lodos ativados de aeração prolongada, com eficiência final de 95 a 98% de remoção de  $\text{DBO}_5$  e geração de cerca de  $60 \text{ Mg.dia}^{-1}$  de lodo digerido a 12% de sólidos. O produto é adensado, condicionado com polieletrólitos floculantes e desaguado em prensa desaguadora contínua cintada. A ETE Belém constitui o primeiro sistema de reciclagem agrícola de lodo de esgotos em escala real no Paraná.

**FIGURA 1. ESQUEMA FUNCIONAL DE UM RALF E ASPECTO DO RALF LONDRINA.**

Numa primeira tentativa de quantificar a produção de lodos no Paraná, a partir de projeções de população-equivalente atendida por obras de expansão planejadas ou em construção, BONNET (1995) estimou para o ano 2000 uma produção de 43,58 Mg.dia<sup>-1</sup> em base seca. Associando estimativas teóricas e produção efetiva em 66 municípios do Estado, ANDREOLI *et al.* (1998) constataram que 43,23 Mg.dia<sup>-1</sup> secos eram gerados, apenas por estes municípios, já em 1998. Em outro levantamento FERNANDES (1998) projetou para 2002 uma produção de 198 Mg.dia<sup>-1</sup> secos.

### **2.3. Alternativas de disposição final do lodo de esgotos**

Dadas suas características de combustibilidade, biodegradabilidade e solubilidade em água, o lodo de esgotos é qualificado pela normatização nacional de classificação de resíduos sólidos, NBR 10004 da ABNT, como um resíduo sólido não-inerte, ou de Classe II. Em países desenvolvidos existem normas e parâmetros para nortear os tomadores de decisão sobre a disposição adequada do lodo de esgotos, tendo em vista sua classificação. No Brasil não existe normatização nacional sobre o tema, e algumas normas foram desenvolvidas para tecnologias específicas – como a incineração – ou mais raramente em âmbito regional, como CETESB (1997). O Paraná conta com uma Instrução Normativa do Instituto Ambiental do Paraná, IAP, específica à reciclagem agrícola do lodo de esgotos (ANDREOLI *et al.*, 1999).

#### **2.3.1. Soluções de disposição final e vias de reciclagem**

Dentre as formas de disposição final do lodo de esgoto figuram a descarga oceânica, aterros sanitários, *landfarming* e incineração. A descarga oceânica é

realizada após pré-condicionamento através de emissários oceânicos dimensionados segundo a carga orgânica a ser lançada, os movimentos das correntes e das marés (IMHOFF e IMHOFF, 1986). Torna-se potencialmente impactante quando movimentos de mar na região de dispersão resulta na volta à praia do material lançado. A alta carga orgânica pode ocasionar a eutrofização e a depleção do O<sub>2</sub> dissolvido, e o aporte de compostos orgânicos tóxicos e metais pesados, alterações na comunidade bêntica e na qualidade dos estoques pesqueiros. O alto custo de um sistema pode inviabilizá-lo ou suscitar alterações inadequadas em sua implantação e operação (BONNET, 1995). Estes impactos potenciais levaram à proibição legal da descarga oceânica, nos Estados Unidos em 1992 (MOONEY, 1992) e na Comunidade Econômica Européia em 1998 (BUNDGAARD e SAABYE, 1992).

Em aterros sanitários o lodo estabilizado e desidratado é estocado em células compactado e recoberto por materiais inertes. Nas células o lodo sofre lenta degradação anaeróbia com geração de líquidos percolados, emissões gasosas e outras variáveis ambientais que demandam controle. Exclusivos ou em co-disposição com resíduos sólidos urbanos (EPS, 1984), aterros sanitários são uma opção de destinação final para lodos com alto grau de contaminação por resíduos industriais, como o da ETE Barueri na Região Metropolitana de São Paulo (ROCHA, 1999). Grande parte dos impactos ambientais negativos potenciais são confinados à área de descarte do resíduo, numa condição que facilita seu monitoramento. No entanto, a vida útil limitada, a dificuldade de alocação de áreas metropolitanas e sua desabilitação para a maioria dos usos após o selamento (GRECA, 1994, LIMPURB, 1993) vêm restringindo seu uso. Aterros poderão ser utilizados apenas para resíduos impróprios para a reciclagem e/ou com teor de água e matéria orgânica menores que 5% – os

chamados resíduos últimos – a partir de 2002 na Comunidade Econômica Européia (FERNANDES, 1997) e a partir de 2004 nos Estados Unidos (ANDREOLI, 2000).

No *landfarming*, lodo desidratado e estabilizado é disposto em finas camadas sobre o solo, onde é degradado biologicamente pela biota do horizonte superior (EPS, 1984). Íons liberados pela degradação são incorporados ao solo, de forma a não haver contaminação do lençol freático. Desenvolvido pela indústria petrolífera há duas décadas, o *landfarming* apresenta bons resultados com pesadas doses de lodo de esgotos, desde que com proteção às águas subterrâneas e superficiais. O aporte continuado de metais pesados e compostos tóxicos restringe severamente o uso futuro das áreas (CETESB, 1985).

A incineração consiste na combustão controlada de lodos previamente desidratados, com redução e detoxicação do volume incinerado (VALENTIN, 1994). Demanda poder calorífico do lodo, que não deve sofrer digestão e tratamento térmico para a manutenção de sólidos voláteis (USEPA, 1979). O processo exige temperatura e tempo de residência adequados à combustão, instalações auxiliares de controle ou recuperação de gases, líquidos e particulados, controle odorífero e disposição final das cinzas em aterros sanitários. Face ao vultuoso investimento inicial exigido pela incineração, modalidades alternativas vêm sendo buscadas, como o co-processamento em fornos de cimenteiras. Em 1997 existiam no Estado de São Paulo cinco incineradores aptos à queima de lodos de esgotos, com custos de processamento entre R\$ 1.000,00 e R\$ 2.000,00.Mg<sup>-1</sup> (CETESB, 1997).

Soluções tradicionais de disposição final vêm sendo legal ou economicamente restringidas na Europa e América do Norte, onde seus impactos ambientais potenciais exigem tecnologias de controle cada vez mais sofisticadas ou determinam severas restrições legais (CARVALHO e BARRAL, 1981; WEBBER e SHAMMES, 1984;

SAABYE *et al.*, 1994). Por outro lado, em uma perspectiva de desenvolvimento sustentado, resíduos são recursos potenciais. Sua minimização e reciclagem como insumos tornam-se alternativas preferenciais, gerando racionalização de custos e manutenção da qualidade ambiental (BONNET, 1995; ANDREOLI, 1999).

As vias de reciclagem mais comuns são o encapsulamento, a pirólise e o uso agrícola. O encapsulamento consiste na adição de aglomerantes e processos físicos ao lodo e sua inserção em materiais termofixos para a construção civil (CETESB, 1985). É particularmente interessante a lodos com grande contaminação por metais pesados ou em grande limitação de espaço, como por exemplo no Japão, onde é largamente difundido. A pirólise é uma combustão controlada sob atmosfera deficiente em O<sub>2</sub> com destilação do material combustível, tendo como resíduos carbono e materiais inertes. Os gases podem ser condensados para recuperação de óleos e alcatrões, ou purificado para uso como combustível. A pirólise oferece as vantagens de eliminar a poluição do ar e gerar produtos recicláveis (USEPA, 1979). O principal fator limitante do encapsulamento e da pirólise é seu alto custo.

A reciclagem agrícola do lodo de esgoto consiste em sua disposição em solos em associação ao plantio de culturas agrícolas de cereais e leguminosas, após tratamento adequado e mistura a alcalinizantes, materiais carbonáceos ou fertilizantes minerais. Inclui o uso de lodos tratados como fertilizantes e condicionadores de solos em silvicultura de espécies nativas e exóticas, áreas de pouso, fruticultura, pastagens, floricultura de espécies arbustivas e arbóreas, produção de mudas ornamentais e de espécies florestais, recuperação de áreas degradadas, paisagismo e áreas verdes urbanas, jardinagem profissional e amadora e outras aplicações afins (BONNET, 1999).

No final da década de 1990, em média 40% do lodo de esgotos produzido na Comunidade Econômica Européia eram dispostos em aterros sanitários, 11% eram

incinerados e 37%, reciclados na agricultura (AITKEN, 1999). Nos Estados Unidos, cerca de 30% dos lodos eram dispostos em aterros, 16% eram incinerados e 54%, reciclados na agricultura (ROGALLA, 1998). Com as restrições ao uso de aterros sanitários, o percentual de lodo reciclado deverá aumentar substancialmente nos próximos anos, como mostra a Tabela 2 a seguir.

**TABELA 2. ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO DE LODO EM 1990 E 1996.**

País	Produção (x1000 Mg.ano <sup>-1</sup> )		Aterro sanitário %		Incineração %		Descarga Oceânica %		Reciclagem Agrícola %	
	1990	1996	1990	1996	1990	1996	1990	1996	1990	1996
Alemanha	2750	2500	65	65	10	10	-	-	25	25
Reino Unido	1500	1075	16	19	5	5	28	30	51	46
Bélgica	35	35	43	50	-	22	-	-	57	28
Dinamarca	150	130	29	27	28	28	-	8	43	37
Espanha	300	300	10	50	-	10	29	30	61	10
França	900	700	53	40	20	20	-	-	27	40
Grécia	200	200	90	90	-	-	-	-	10	10
Irlanda	23	23	34	34	43	-	-	43	23	23
Itália	800	800	55	55	11	11	-	-	34	34
Luxemburgo	15	15	20	18	-	-	-	-	80	81
Países Baixos	280	280	29	37	10	4	8	33	53	26
Média na União Européia			43,48		13,75		34,17		30,08	

*Adaptado de BONNIN (1996), FERNANDES (1998) e LUE-HING et al. (1997).*

#### **2.4. Reciclagem agrícola do lodo de esgotos: histórico e considerações gerais**

A reciclagem agrícola dentro de critérios seguros é uma das alternativas mais promissoras dos pontos de vista técnico, econômico e ambiental para a disposição do lodo de esgoto (SANTOS FILHO e TOURINHO, 1981; CLAPP *et al.*, 1983; BUNDGAARD e SAAYBE, 1992; TELES, 1999). A opção destaca-se ao viabilizar a reciclagem de nutrientes, promover melhorias físicas na estruturação do solo e por



transformar um rejeito num insumo agrícola (ANDREOLI *et al.*, 1994a). Outras vantagens são a melhoria das condições para o balanço do CO<sub>2</sub> pelo incremento da matéria orgânica no solo e a diminuição da demanda por fertilizantes químicos para a manutenção dos níveis de produtividade agrícola (OUTWATER, 1994).

HUANG (1995) situa a origem da reciclagem agrícola nos últimos séculos da Idade Média, associando-a ao advento de valas subterrâneas e posteriormente das fossas sépticas. Parâmetros modernos passaram a ser buscados no início do século XX, simultaneamente ao desenvolvimento de sistemas coletivos de tratamento de esgotos, e evoluíram durante as décadas de 1950 e 1960 nos Estados Unidos (HUANG, 1995). Ainda em 1977 no Japão, cerca de 76% do lodo de esgotos era disposto nos solos (SANTOS, 1979). No Canadá a prática foi formalmente adotada a partir de 1966 (EPS, 1984). Em 1983 a Itália já destinava 30% dos lodos em solos agrícolas (DEUS, 1993). A reciclagem em áreas florestais é praticada na América do Norte e em países europeus como Alemanha e Grã-Bretanha, embora com intensidade muito menor que em áreas agrícolas. Nos Estados Unidos, 3% dos lodos aplicados ao solo são reciclados em áreas florestais, com franca tendência de expansão nesta década (USEPA, 1997).

Em 1993 seis Estados brasileiros praticavam a reciclagem agrícola, em sua maioria de forma pouco controlada. O Paraná é pioneiro em pesquisas técnico-científicas sobre o assunto, com um grupo de pesquisas consolidado há mais de uma década, reunindo cerca de 15 instituições, dentre as quais a Sanepar e a Universidade Federal do Paraná (ANDREOLI *et al.*, 1994a; FERNANDES *et al.*, 1993). Espírito Santo, Rio Grande do Sul e Paraíba vêm também ganhando tradição de pesquisa no assunto. Estudos sobre o uso de lodo na silvicultura de *Eucalyptus* estão em andamento na Universidade de São Paulo, em regiões do interior onde a Sabesp vem

implementando a reciclagem agrícola em escala real. No Distrito Federal a Caesb distribuiu lodo de esgotos a agricultores e ao Departamento de Estradas de Rodagem local, para recuperação de cascalheiras (BONNET, 1999).

A reciclagem agrícola do lodo é uma alternativa particularmente interessante ao Paraná, por sua agricultura intensiva e extensas áreas de solos intemperizados ou depauperados, com níveis mínimos de matéria orgânica (SANEPAR, 1994). Considerando uma estimativa de produção de  $43,23 \text{ Mg.dia}^{-1}$  de lodo anaeróbio digerido, ANDREOLI *et al.* (1999) apontaram que a distribuição integral deste volume em áreas agrícolas ocuparia apenas 1,2% das áreas atualmente cultivadas com milho no Paraná, tendo-se como base a dosagem mínima recomendada de  $6 \text{ Mg.ha}^{-1}$  em base seca em 118 municípios servidos por RALFs no Estado.

Sob o ponto de vista econômico, a reciclagem agrícola do lodo de esgotos permite substituir parte das doses de adubação química, com produtividade equivalente ou superior (USEPA, 1979). ROCHA (1999) determinou custos de disposição de R\$  $42,30.\text{Mg}^{-1}$  em base de peso seco – muito inferiores àqueles apontados para disposição em aterros sanitários (R\$  $46,15.\text{Mg}^{-1}$  em base de peso úmido) e para incineração (R\$ 1,00 a R\$  $2,00.\text{kg}^{-1}$ ). Esta comparação não leva em consideração custos de transporte. Em estudos de transporte, BISCAIA e MIRANDA (1996) constataram retorno por unidade monetária gasta com lodo de esgotos até quatro vezes maior do que com adubos químicos. Baseados em culturas de milho com doses de aplicação de  $30 \text{ Mg.ha}^{-1}$  em base de peso úmido, CANZIANI *et al.* (1999) apontaram ganho econômico de R\$  $37,41.\text{ha}^{-1}$  quando 100% da demanda de N da cultura é substituída por N orgânico na forma de lodos, mesmo tendo em vista custos operacionais. Para os autores, a reciclagem agrícola de lodos alcalinizados da ETE Belém pode ser coberta por um aumento de 2,84% sobre a tarifa de esgotos.

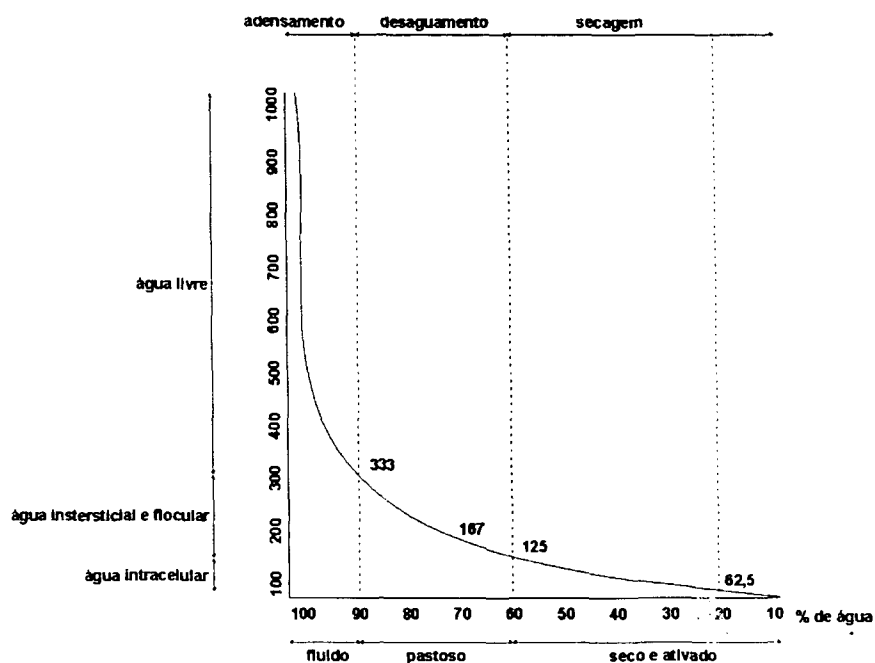
## 2.5. Tratamentos aplicados ao lodo de esgotos

A reciclagem agrícola do lodo demanda o controle estrito de alguns impactos ambientais negativos potenciais. O tratamento de esgotos envolve a decantação e concentração no lodo de organismos patogênicos (fungos, vírus, bactérias, cistos de protozoários e ovos de helmintos), metais pesados (principalmente Zn, Ni, Pb, Cd, Cr e Cu) e compostos orgânicos complexos, de onde podem ser transferidos ao solo, às plantas e às águas através de escoamento, lixiviação e absorção por produtos agropecuários (ANDREOLI, 1999).

O solo influencia diretamente a mobilidade dos cátions metálicos presentes no lodo, de acordo com seu pH, CTC, teor de argila e de matéria orgânica (FERNANDES, 1997). Nutrientes em excesso podem ser mobilizados quimicamente no solo ou atingir as águas. Doses inadequadas podem ter efeito fitotóxico ou comprometer a qualidade dos produtos agrícolas para uso do homem e de outros animais. Sólidos voláteis podem ocasionar emissão de odores e atração de vetores (BONNET, 1995).

Face ao caráter determinante dos custos de transporte, a redução de volume é preocupação fundamental, pelo quê o mais importante fator de controle na geração de lodos é seu teor de umidade. AISSE *et al.* (1999) lembram que, quando o teor de sólidos é muito baixo, pequenas variações no teor de umidade têm enormes efeitos sobre o volume total. Justifica-se, por exemplo, o adensamento de lodos de 1% para 2% a 2,5% de sólidos – que representa um volume 100% menor do produto, como mostra a Figura 1 a seguir. Tais reduções são obtidas de forma combinada por retirada de água e estabilização por quebra dos componentes orgânicos do lodo (FERNANDES, 1998).

**FIGURA 2. VARIAÇÃO DE VOLUME DE LODOS SEGUNDO SEU TEOR DE UMIDADE.**



Fonte: AISSE *et al.* (1999).

O tratamento de lodos engloba (EPS, 1984):

**adensamento:** retirada de água interflocular por sedimentação ou flotação.

**condicionamento:** remoção de água flocular ou capilar do lodo, por adição de polieletrólitos ou polímeros orgânicos (IMHOFF e IMHOFF, 1986).

**desidratação:** remoção de água interflocular, capilar e intracelular, por lagoas ou leitos de secagem (muito comuns em RALFs no Paraná) ou por processos mecânicos (no Paraná, prensas desaguadoras e centrífugas são utilizadas em grandes ETEs).

**estabilização:** degradação parcial controlada do lodo, visando a redução de sólidos voláteis e volume por via química (como adição de cal ou cloreto férrico) ou biológica em meio aeróbio (digestores ou aeração prolongada) ou anaeróbio (fermentação metanogênica em digestores ou em RALFs). Tanto em RALFs quanto na ETE Belém, o longo tempo de retenção durante o tratamento dos esgotos gera

lodos relativamente estáveis – pode-se dizer que no Paraná todo o lodo secundário gerado é digerido pelos próprios sistemas de tratamento (AISSE *et al.*, 1999).

**desinfecção:** destruição ou inativação de patógenos para minimizar riscos biológicos no manejo de lodos, associada à desidratação e à estabilização ou baseada em aumentos de temperatura ou choques de pH por meios físicos, químicos ou biológicos (TELES *et al.*, 1999).

FERNANDES *et al.* (1996) constataram concentrações para 100 g de peso seco de 429 ovos de helmintos,  $7,54 \cdot 10^8$  coliformes totais e  $36,7 \cdot 10^6$  de estreptococos em lodo aeróbio digerido no Paraná. Destaca-se que a simples exposição do lodo às condições ambientais de solo, e dos patógenos ao *stress* ambiental, é eficiente em sua neutralização. Helmintos como *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura*, *Hymenolepis* spp. e *Taenia* spp., são os patógenos que mais requerem atenção por observarem em seu ciclo biológico uma fase livre, com formas adaptadas às condições ambientais (THOMAZ-SOCCOL *et al.*, 1999). Acompanhando a inviabilização de ovos de helmintos de lodo digerido aeróbio após aplicação ao solo no Paraná, THOMAZ-SOCCOL *et al.* (1997) constataram diminuição de número de ovos (de 10,6 ovos.g<sup>-1</sup> para 0,03 ovos.g<sup>-1</sup> em base seca) e de sua viabilidade (de 74% para 19,85%) após 180 dias. Segundo USEPA (1985) a média máxima de tempo de sobrevivência no solo é de até 75 dias para bactérias, 12 dias para vírus, oito dias para protozoários e dois anos para ovos de helmintos. YANKO (1992) aponta que após um ano de aplicação de lodos, a densidade residual de patógenos no solo equivale à de solos-testemunha.

O tratamento de lodos de esgotos para sua reciclagem agrícola pode ser realizado por diversos processos, dentre os quais têm sido priorizados, no Paraná, a alcalinização e a compostagem. A alcalinização é um método de estabilização e

desinfecção química e térmica pela adição e mistura ao lodo de altas dosagens de cal, que promovem brusca alcalinização do meio (elevação do pH para 12 a 12,5 por algumas horas), aumento da temperatura a cerca de 60°C e intensa volatilização de NH<sub>3</sub> em função das reações químicas durante o choque alcalino. O processo favorece a desidratação do lodo ao aumentar a porosidade do produto final, e o pH alcalino promove a imobilização de metais pesados. A capacidade de lodos de incrementar a movimentação de água no solo é intensificada, dadas as propriedades flocculantes dos íons Ca<sup>++</sup> sobre calcários. Há certa perda de N e notável aumento dos teores de Ca e Mg – respectivamente cerca de 6,45 e 1,2 vezes o teor inicial. A alcalinização aumenta o teor de sólidos de lodos com 15% para 25 a 35% sendo eficiente na neutralização de ovos de helmintos, bactérias e cistos de protozoários (THOMAZ-SOCCOL *et al.*, 1997).

A compostagem é um método de estabilização e desinfecção por biooxidação aeróbia exotérmica, caracterizado pela mineralização e formação de matéria orgânica estável com produção de CO<sub>2</sub> e água (FERNANDES *et al.*, 1995; FERNANDES *et al.*, 1996). Sobre um substrato orgânico o processo se inicia com desenvolvimento de microrganismos mesófilos, com elevação da temperatura até 45 a 50°C, quando declina a população mesófila e instalam-se microrganismos termófilos, caracterizados por um ótimo térmico entre 40 e 75°C e intensa atividade de degradação, com eliminação térmica de patógenos (FERNANDES *et al.*, 1993). Após cerca de 30 dias de fase termofílica, a temperatura decresce gradualmente e desenvolve-se um período de maturação por cerca de 60 dias, com humificação do produto através da polimerização de componentes aromáticos. O composto é pobre em nutrientes de liberação imediata, mas excelente condicionador de solo e fonte de matéria orgânica com nutrientes de liberação lenta (IHLENFELD *et al.*, 1999). São comuns sistemas de compostagem de lodo com resíduos sólidos urbanos e ligno-celulósicos. Há várias tecnologias de

compostagem, mas pilhas e leiras estáticas aeradas são as mais usuais para lodos de esgotos, por seu baixo custo e bom desempenho. Processos mecânicos fechados requerem equipamento e controle mais complexos, mas produzem composto em cerca de 14 dias. Em qualquer tecnologia, os fatores de controle são umidade, relação C/N, temperatura, pH, natureza e degradabilidade dos materiais e disponibilidade de O<sub>2</sub>. A compostagem é eficiente na eliminação de patógenos (HAYS, 1977; USEPA, 1979; KIEHL, 1985). FERNANDES *et al.* (1996) obteve inviabilização total de ovos de helmintos após fases termófilas com um mínimo de 15 dias a 55°C no Paraná, confirmando o parâmetro de segurança de USEPA (1992).

## **2.6. Caracterização física e química dos lodos de esgotos**

As propriedades físicas, químicas e biológicas do lodo variam segundo as características dos esgotos e sua forma de tratamento. Em média, o lodo de esgotos contém 70% de matéria orgânica e 30% de minerais. Apresenta um teor relativamente elevado de N e P, e concentrações discretas de K. Seu uso em taxas requeridas para suprir as necessidades de N demandará suplementação de K às culturas, pelo quê os nutrientes oriundos do lodo são usualmente associados à adubação mineral (METCALF e EDDY, 1991). Seus mais expressivos benefícios advêm do alto teor de matéria orgânica, e de seus efeitos sobre o solo no que concerne a suas propriedades físicas (USEPA, 1995; SOPPER, 1993). Boas condições físicas e químicas do solo levam à intensificação da atividade edáfica.

Convém lembrar a distinção entre lodos primários e secundários. Lodos primários são obtidos por processos físicos de sedimentação ou flotação – possuem coloração cinzenta, odor ofensivo e alta degradabilidade. Lodos secundários são de cor

marrom e não exalam odor ofensivo (von SPERLING, 1996). A Tabela 3 compara as principais características físicas e químicas de lodos primários e secundários.

**TABELA 3. COMPARAÇÃO DE CARACTERÍSTICAS ENTRE LODOS PRIMÁRIOS E DIGERIDOS.**

Característica	Unidade	lodo primário*		lodo secundário*	
		intervalo	média	intervalo	média
Sólidos totais (ST)	%	2 a 8	5	6 a 12	10
sólidos voláteis	% de ST	60 a 80	65	30 a 60	40
proteínas	% de ST	20 a 30	25	15 a 20	18
N	% de ST	1,5 a 6,5	4	1,6 a 6	4
P	% de ST	0,8 a 3	2	1,5 a 4	2,5
K	% de ST	0 a 1	0,4	0 a 3	1
pH		5 a 8	6	6,5 a 7,5	7
alcalinidade	mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	500 a 1500	600	2500 a 3500	3000
ácidos orgânicos	mg.L <sup>-1</sup>	200 a 2000	500	100 a 600	200

\* média em base de peso seco.

Fonte: METCALF e EDDY (1991).

Com base em amostragens desde o ano de 1994, os valores médios de alguns nutrientes em lodos de esgotos no Paraná são apresentados na Tabela 4 a seguir.

**TABELA 4. TEORES DE NUTRIENTES EM LODOS DIGERIDOS DO PARANÁ.**

Nutriente (g.kg <sup>-1</sup> ) em média	lodo aeróbio digerido	lodo anaeróbio digerido
N	5,15	3,26
P	3,81	4,50
K	0,33	-
Ca	1,56	1,32
Mg	0,51	0,19
cinzas	32,4	
Matéria orgânica	67,6	
C orgânico	37	32,18
pH	6,6	

\* médias em base de peso seco.

Fonte: SANEPAR (com. pess.)



Em experimentos agronômicos realizados em 1997 no Paraná, análises granulométricas de lodos de esgotos anaeróbios digeridos de quatro RALFs no interior do Estado indicaram proporções granulométricas médias de 3% de areia, 76% de silte e 21% de argila, numa relação silte/argila de 3,62 (SANEPAR, *com. pess.*). Para o lodo aeróbio digerido da ETE Belém, SANTOS FILHO e TOURINHO (1981) chegaram a teores médios de 3,55% de areia, 82,15% de silte e 14,3% de argila, com relação silte/argila entre 5,6 e 5,8.

### 2.6.1. Nitrogênio

N é componente da clorofila, enzimas, proteínas estruturais, ácidos nucleicos e outros compostos orgânicos. É um elemento móvel, translocando-se dos tecidos mais velhos para os mais novos das plantas. Em base de peso seco, o lodo de esgoto contém 1 a 6% de N (WEBBER e SHAMMES, 1984) em formas orgânicas e inorgânicas, com ênfase às formas amoniacal ( $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ ) e nítrica ( $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NO}_2^-$ ). CLAPP *et al.* (1986) reportam maior amplitude de variação, com teores totais de 0,1 a 17% do peso seco.

A forma em que N está presente no lodo determina a fração imediatamente disponível às plantas. ANDREOLI *et al.* (1994b) apontam que lodos anaeróbios apresentam 30 a 60% na forma de  $\text{NH}_4^+$  e lodos aeróbios, até 20% de  $\text{NH}_4^+$ , concentrado na fase líquida do lodo de forma relativamente constante em uma mesma ETE (USEPA, 1997). N amoniacal é facilmente nitrificado no solo, disponibilizando-se prontamente às plantas, e íons amônia podem ser fixados pela matéria orgânica e por argilas.

Condições aeróbias facilitam a conversão de outras formas de N à forma  $\text{NO}_3^-$  e condições anaeróbias inibem a oxidação de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$ . A forma  $\text{NO}_3^-$  é muito solúvel, donde seus teores dependem do padrão de desidratação do lodo. Tratamentos térmicos determinam expressiva redução nos teores de N amoniacal em função da volatilização de  $\text{NH}_3$ , mas exercem pouca influência sobre os níveis de N nítrico.

O teor de N orgânico do lodo de esgoto pode variar de 1 a 10% de seu peso seco. A maior parte das formas orgânicas de N estão adsorvidas à fração sólida do lodo, pelo quê não são significativamente alteradas por procedimentos de desaguamento ou secagem do lodo. Componentes de N orgânico encontrados em lodos são principalmente aminoácidos, indicando a presença de materiais protéicos. Formas orgânicas de N podem ser retidas pela biota edáfica ou complexadas em ácidos húmicos – representando assim a fração de N de liberação lenta. A ação da biota edáfica sobre N orgânico após a aplicação de lodo gera principalmente  $\text{NH}_4^+$ .

Os processos de dinâmica de N no solo são determinantes para os níveis permissíveis de aplicação de lodo a solos agrícolas e florestais. Mineralização, volatilização de  $\text{NH}_3$ , nitrificação, denitrificação, imobilização, fixação, troca catiônica, convecção, dispersão e captação pela planta podem ocorrer simultaneamente e a taxas determinadas principalmente pelo tipo de solo, condições climáticas e natureza da matéria orgânica (USEPA, 1979). A mineralização compreende a decomposição de N orgânico em  $\text{NH}_4^+$  que o disponibiliza para as plantas, bem como outras formas inorgânicas. Valores de mineralização para o primeiro ano podem variar entre 20% e 65% em lodos anaerobicamente digeridos, 15 a 19% para lodos de lagoas e 36 a 50% para composto (USEPA, 1997).

Perdas por volatilização de  $\text{NH}_4^+$  para a atmosfera como  $\text{NH}_3$  de lodos aplicados à superfície de solos agrícolas podem variar de 10 a 60% dos teores iniciais de N

amoniacoal, sendo que na planificação de dosagens em países do hemisfério norte consideram-se 50% de perdas (USEPA, 1997). Sistemas florestais provavelmente perdem menores percentuais – de 10 a 35%, segundo a densidade arbórea. Para cálculo de dosagens, USEPA (1997) considera perdas de 10% em povoamentos com espaçamento aberto e perdas nulas, em povoamentos adultos ou densos.

A nitrificação, ou oxidação de íons  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$ , é realizada por bactérias nitrificantes de forma relativamente rápida em solos bem aerados e em temperatura favorável. Também a transformação de  $\text{NO}_2^-$  em  $\text{NO}_3^-$  ocorre rapidamente, gerando o acúmulo de nitratos no solo. O pH ótimo para a nitrificação é 7,0 ou pouco acima. Já a denitrificação – transformação de nitratos em N gasoso nas formas  $\text{N}_2$  ou  $\text{N}_2\text{O}$  – ocorre na deficiência ou ausência de  $\text{O}_2$  no solo e com disponibilidade de C prontamente degradável, podendo ser desenvolvida por bactérias ou redução química (EPS, 1984). Dependendo das condições do solo, perdas por denitrificação podem atingir 25% e perdas de cerca de 10% foram constatadas em florestas tropicais (USEPA, 1997).

A imobilização ocorre quando N inorgânico em forma de  $\text{NH}_4^+$  ou  $\text{NO}_3^-$  é retirado por organismos do solo para suas necessidades, e complexado em formas orgânicas. Em função da atividade edáfica intensa em florestas, os solos podem conter grandes teores de C orgânico na serrapilheira e nos horizontes superficiais, que para ser decomposto demanda a alocação de parte do N inorgânico. Dependendo do volume de C e do histórico de fertilização orgânica de sítios florestais, a imobilização pode atingir  $1100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  – um povoamento jovem em solo florestal deverá apresentar cerca de  $220 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de N (USEPA, 1997).

Em solos florestais, a relação C/N pode ser indicativa do potencial de imobilização de N a partir da aplicação de lodos de esgotos – quando a relação C/N é superior a 30 ocorrerá imobilização (USEPA, 1997). O aporte de lodos de esgotos

permite a expansão imediata da biota edáfica e da degradação da matéria orgânica do solo, imobilizando N temporariamente em sua própria biomassa ou em compostos de longa duração, como ácidos húmicos. Quando resíduos apresentam relação C/N superior a 25 a mineralização de N pode demandar mais tempo em função da alta imobilização em humatos e fulvatos, como em compostos de lodo.

A liberação para as plantas do N mineralizado oriundo de matéria orgânica de lodos é gradual e ocorre até muitos anos após a aplicação - esta habilidade decresce se não houver novo aporte de material. Assim, quando lodos são reaplicados, uma pequena porção de N em excesso deverá ser imobilizada, a não ser que uma primeira aplicação de lodo tenha sido realizada vários anos antes.

Ao inferir a degradação de doses de até 150 Mg.ha<sup>-1</sup> de lodos de esgotos em solos no Brasil, OLIVEIRA *et al.* (1995) concluíram que a maior parte da matéria orgânica se degradou em 63 dias, com elevação de pH e aumento de formas nitrogenadas potencialmente lixiviáveis. A Tabela 5 indica amplitudes de variação e valores típicos de mineralização, volatilização de amônia, denitrificação e imobilização de lodos em sítios florestais, referenciais para planificação de dosagens.

**TABELA 5. TRANSFORMAÇÕES E PERDAS DE N DE LODOS EM FLORESTAS.**

<b>Transformação</b>	<b>Amplitude</b>	<b>Padrão de perda</b>	<b>Valor</b>
mineralização de lodo anaeróbio digerido	20 a 65%	Retenção curta	40%
		Retenção longa	60%
mineralização de lodo de lagoas	10 a 20%	Retenção curta	20%
		Retenção longa	10%
mineralização de lodo compostado	5 a 50%	Composto ou retenção curta	40%
		Composto curado ou longa retenção	10%
volatilização de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0 a 25%	povoamentos abertos	10%
		povoamentos densos	0%
denitrificação		Solos úmidos ou sazonalmente alagados	10%
		Solos secos	0%

*Adaptado de USEPA (1997).*

A definição de dosagens de lodo baseadas em N em sistemas florestais é mais complexa que em culturas agrícolas porque, em aplicações com efeitos residuais de longa duração sobre o produto final, as transformações de N dos lodos no solo devem ser consideradas. Segundo USEPA (1997) a captação e estocagem de N por povoamentos florestais homogêneos e mesmo por florestas naturais adequadamente manejadas pode ser equivalente ou superior aos volumes de uma cultura agrícola, no hemisfério norte. Embora em sistemas tropicais ou subtropicais esta condição possivelmente seja distinta, é razoável esperar que a captação intensiva de N se reflita em maior crescimento das árvores, sob boas condições de manejo (BONNET, 1999).

Há relevante variação entre as espécies de árvores em seus padrões de absorção de N em cada fase de desenvolvimento – plântulas, mudas recém-estabelecidas, plantas juvenis, árvores em crescimento e povoamentos maduros. Densas coberturas herbáceas e subosque aumentam drasticamente os volumes de N absorvido. Embora nitratos sejam a forma predominante de absorção por sua solubilidade, são captados também nitritos e íons amônia (USEPA, 1997). Segundo CARNEIRO (1995), mudas florestais podem absorver maiores teores de N amoniacal do que de N nítrico. A absorção de amônio tende a diminuir o pH do substrato e a absorção de nitrato, a aumentá-lo. Estimativas de captação anual de N em florestas sob aplicação de esgotos em irrigação e de lodos de esgotos variaram nos Estados Unidos entre 100 e 280 kg.ha<sup>-1</sup> (USEPA, 1997).

N é agrônômica e ambientalmente o principal componente do lodo de esgotos e, junto a metais pesados, referencial à limitação de suas taxas de aplicação em diversas normas internacionais, em função da demanda do elemento pelas culturas e dos tipos de solo, geomorfologia e clima (BONNET, 1995). Aportes de N em excesso dificultam a absorção de outros nutrientes, retardando o crescimento e aumentando a

susceptibilidade das plantas a pragas e doenças (SANTOS, 1979). Compostos de  $\text{NH}_3$  em excesso são tóxicos a algumas sementes, mas um intervalo de 14 dias entre a aplicação de lodo e a semeadura tem sido efetivo para evitar o problema (EPS, 1984). Se o teor de N aplicado sob a forma de nitrato ultrapassar a capacidade de absorção das culturas,  $\text{NO}_3^-$  pode se infiltrar no solo, contaminando águas subterrâneas (USEPA, 1979; SANEPAR, 1997). No Brasil, concentrações de  $\text{NO}_3^-$  superiores a  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  em águas superficiais e subterrâneas determina que sejam impróprias para consumo humano, de acordo com a Portaria MS 36/90 do Ministério da Saúde.

### 2.6.2. Outros macronutrientes

Lodos de esgotos contêm teores variáveis de macronutrientes requeridos ao crescimento vegetal, como Ca, Mg e P em formas complexadas que são gradualmente disponibilizadas no solo. Elementos como Na e K são solúveis em água, donde grande parte de seus teores nos esgotos são descartados com os efluentes do tratamento. Da fração retida no lodo, parte é retirada por processos de desidratação. Os teores de Na e K não são afetados por tratamentos térmicos e exposição ao ar, posto que estes nutrientes não são voláteis.

P é componente de diversas proteínas estruturais e outros compostos orgânicos, exercendo participação fundamental na síntese energética. A concentração de P no lodo de esgotos é similar à de N. Apesar disso, N é utilizado pelas plantas em maiores quantidades e o P excedente acumula-se em formas insolúveis, que são pouco móveis no solo e não ocasionam problemas em águas subterrâneas e podendo constituir reservas futuras do nutriente (ANDREOLI, 1988; USEPA, 1997). No solo P forma compostos insolúveis e é adsorvido pelas argilas ou precipitado sob forma de fosfatos –

embora o aumento da matéria orgânica possa diminuir este efeito no solo. Certa quantidade também é perdida por volatilização (ANDREOLI, 1988).

A evolução da disponibilização de P proveniente de lodos de esgotos foi inferida por POMMEL (1995) no cultivo de centeio em solos de textura média a argilosa. Após 50 dias cerca de 50% do P havia sido disponibilizado em solos médios e 30% em solos argilosos. BERTON (1992) afirma que parte do P no lodo forma compostos insolúveis com Fe, Al, Zn e Pb, resultando em movimentação muito lenta.

EPS (1984) recomenda que em fases adiantadas de programas de reciclagem, P substitua N como fator de controle das doses, uma vez que seu acúmulo pode induzir à deficiência de Ca, Fe, Mn ou Zn, principalmente em pH ácido. Posto que grande parte do P aplicado pode permanecer indisponível, EPS (1984) recomenda a aplicação de lodo apenas em solos carentes de P, para minimizar os efeitos do escoamento superficial e subsuperficial. Nos Estados Unidos P pode ser determinante de doses máximas permissíveis, tendo em vista a proteção de rios e lagos (USEPA, 1997). No Paraná e no Brasil, a predominância de solos carentes em P não tem suscitado estas preocupações.

K é regulador da síntese e do transporte de carboidratos. Em viveiros florestais, dosagens adequadas de K conferem resistência orgânica às mudas em situações de *stress* hídrico (umidade ou seca) e no *stress* de plantio. O íon  $K^+$  tem grande mobilidade em relação a P e sua presença excessiva pode ser associada à deficiência de Mg (CARNEIRO, 1995). O teor de K é caracteristicamente baixo no lodo de esgotos, variando entre 0,2 e 1,5% (EPS, 1984). No entanto, encontra-se em forma catiônica prontamente disponível às plantas. A perda do íon  $K^+$  como fertilizante é retardada em função de sua capacidade de deslocar outros cátions no solo e suscitar, desta forma, sua própria retenção. Apesar desta característica, K usualmente é administrado às

culturas em suplementação mineral. É geralmente atóxico, mas pode ocasionar desequilíbrios nutricionais por antagonismos.

Ca é constituinte das paredes celulares e participa do metabolismo do N, sendo necessário ao crescimento de meristemas das mudas e às funções das raízes. Mg é importante na formação da clorofila e catalisa a transferência de fosfatos e outras reações enzimáticas (CARNEIRO, 1995). Em função de seu antagonismo químico, altas concentrações de Mg podem induzir a deficiências de absorção de K e Ca, e vice-versa.

### **2.6.3. Micronutrientes e metais pesados**

Apesar de absorverem indiscriminadamente diversos elementos essenciais e não essenciais, os vegetais necessitam ao longo de seu ciclo vital de C, H e O, formadores estruturais da matéria orgânica, e de nutrientes absorvidos do solo ou da atmosfera (MUNSON e NELSON, 1990). De forma geral são classicamente definidos como nutrientes essenciais N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo e Zn. Existem outros nutrientes essenciais cuja função biológica é ainda pouco elucidada ou restrita a alguns grupos vegetais, como ocorre com Se, Ni, Co, Si, Na, I e V (STURION, 1981; AGENCE DE BASSIN ADOUR-GARONNE, 1983; MALAVOLTA *et al.*, 1991).

Se for tomada a definição de metal pesado – qualquer elemento, não necessariamente metálico, com massa específica superior a  $5 \text{ g.cm}^{-3}$  – serão classificados nesta categoria elementos com as mais diversas propriedades, muitos micronutrientes com importantes funções biológicas. Outros, como Pb, Hg e Cd, não apresentam utilidade conhecida ao metabolismo animal e vegetal e Cr é essencial apenas ao metabolismo animal, como aponta a Tabela 6 a seguir. No Brasil a pesquisa



agrícola e florestal de micronutrientes é bastante recente e conhecem-se apenas alguns limites críticos aplicáveis a culturas agrícolas em solos específicos (MALAVOLTA *et al.*, 1991).

**TABELA 6. TEORES EM LODOS, ESSENCIALIDADE, TOXIDEZ E MOBILIDADE DE ALGUNS ELEMENTOS.**

Elemento	teor típico no lodo* (mg.kg <sup>-1</sup> )	essencialidade		toxidez potencial		mobilidade no solo
		plantas	animais	plantas	animais	
Cd	< 1	não	não	média	alta	grande
Pb	< 50	não	não	baixa	alta	imóvel
Cu	10 a 80	sim	sim	alta	média	moderada
Cr VI	variável	não	não	baixa	baixa	imóvel
Cr III	variável	não	sim	baixa	baixa	imóvel
Ni	10 a 100	algumas	sim	alta	moderada	grande
Zn	10 a 100	sim	sim	moderada	baixa	grande

\*média em base de peso seco.

Adaptado de DEUS (1993) e ANDREOLI *et al.* (1994a).

A concentração de metais pesados nos lodos é maior que a encontrada no solo, à exceção de Fe e Mn, que ocorrem em concentrações similares. Fe e Mn são adsorvidos pelo solo e absorvidos por vegetais, mas não são fitotóxicos em meio bem aerado e em pH > 5,5 (ANDREOLI *et al.*, 1994b). CAMPOS (1999) estima que 80% do volume de Cd, Ni, Pb, Zn, Hg e Cr nos esgotos ficam retidos no lodo. A presença de altos teores de metais pesados em esgotos associa-se freqüentemente à recepção de efluentes industriais e águas de drenagem superficial urbana.

No Paraná, uma política conjunta entre a Sanepar e o IAP tem sido levada a termo no sentido de restringir o recebimento de efluentes industriais na rede pública de coleta de esgotos, além de exigir seu pré-tratamento. Como resultado, os lodos no Paraná têm teores de metais pesados baixos relativamente às normatizações de

países desenvolvidos. Os teores médios de metais pesados em lodos da Sanepar são os expostos na Tabela 7 a seguir.

**TABELA 7. CONCENTRAÇÕES DE METAIS PESADOS EM LODOS NO PARANÁ.**

Elemento (mg.kg <sup>-1</sup> )*	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn	Fonte
lodos aeróbios	nd	439	178	1	73	123	824	SANEPAR (1997)
lodos anaeróbios	nd	89	58	0,5	40	64	456	SANEPAR (1997)
lodos anaeróbios (Londrina)	1,23	116	51,1	-	16,2	66,8	340	MIYAZAWA <i>et al.</i> (1998)
	3,31	257	149	-	49	233	1120	MIYAZAWA <i>et al.</i> (1998)
	3,35	478	76,8	-	35,5	217	1870	MIYAZAWA <i>et al.</i> (1998)

\*média em base de peso seco.

Em reciclagem agrícola, deve-se levar em conta o teor original de micronutrientes no solo, oriundo de seu material de origem geológica e de práticas de manejo. Al e Fe são os principais componentes da fração argilosa do solo, variando entre 1 e 15%. Apesar da grande variação nas concentrações de metais pesados em solos, em condições naturais as formas complexadas e de baixa solubilidade em que usualmente se encontram evita sua bioacumulação.

O uso intensivo de insumos na atividade agropecuária lhes altera os teores disponíveis – como fungicidas (Cu e Zn), fertilizantes fosfatados (As, Cd, Cr, Pb e Zn), esterco de animais (Cu e Zn) e insumos oriundos da reciclagem de resíduos urbanos e industriais (MIYAZAWA *et al.*, 1996). Por outro lado, resíduos com alto teor de matéria orgânica, como o lodo de esgotos, podem manter metais pesados complexados.

Micronutrientes podem ser captados pelas mudas a partir da atmosfera, de águas de irrigação e da matéria orgânica do substrato. Fatores climáticos e edáficos, presença de compostos orgânicos quelantes de ocorrência natural ou produzidos pela decomposição da matéria orgânica e a atividade edáfica podem diminuir a mobilidade e solubilidade destes elementos. Micronutrientes tornam-se mais solúveis e móveis em

pH ácido (principalmente de Fe e Mn, que se convertem a formas solúveis), à exceção de Mo, em que o efeito é inverso.

A Tabela 8 mostra os teores de metais pesados permissíveis à reciclagem agrícola em normatizações internacionais.

**TABELA 8. CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS DE METAIS PESADOS EM LODOS DE ESGOTOS PARA RECICLAGEM AGRÍCOLA SEGUNDO ALGUMAS NORMATIZAÇÕES (MG.KG<sup>-1</sup> EM BASE SECA).**

País	Ano	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
Canadá	1984	20	-	-	180	500	1850	5
CEE*	1986	20 a 40	100 a 1750	100 a 1750	300 a 400	750 a 1200	2500 a 4000	16 a 25
Reino Unido	1989	3,5	225	600	125	300	500	1,5
Estados Unidos	1993	39 a 85	1500 a 4300	1200 a 3000	420	300 a 840	2800 a 7500	17 a 57
Dinamarca	1995	0,8	1000	100	30	120	4000	0,8
Países Baixos	1995	1,25	75	75	30	100	300	0,75
Suécia	1995	2	600	100	50	100	800	2,5
<b>Norma Paranaense</b>		<b>20</b>	<b>1000</b>	<b>1000</b>	<b>300</b>	<b>750</b>	<b>2500</b>	<b>16</b>

\*Comunidade Econômica Européia

Adaptado de ANDREOLI (1999).

Cd é o metal pesado de teores mais rigidamente limitados em normatizações internacionais, posto ser tóxico a animais em concentrações menores que as fitotóxicas. É abrasivo e tem alta capacidade de translocação. O teor de Cd absorvido pelas plantas varia entre 10 e 50% do total no solo, segundo a cultura – o fumo tem absorção particularmente alta – e fatores ambientais como temperatura, umidade e pH. Como a maioria dos metais pesados, seu aporte às plantas é maior segundo baixa o pH (ANDREOLI, 1999). Relacionando concentrações de Cd à variação do pH em cultivo de batata, azevém e aveia, SMITH (1994a) apontou que concentrações nos tecidos vegetais decresceram como funções lineares do aumento do pH de 3,9 a 7,6.

Zn é um metal essencial a animais e plantas, componente de mais de 70 metaloenzimas. É fitotóxico apenas a partir de  $500 \text{ mg.kg}^{-1}$ , dose em que é inofensivo a animais (EPS, 1984). LUCCHESI (1997) aponta Zn como o mais abundante micronutriente em lodos de esgotos. A absorção de Zn diminui cerca de 100 vezes com o aumento de uma unidade de pH, sendo inversamente proporcional ao teor de matéria orgânica no meio (CAMARGO, 1991). Estudando a lixiviação de metais em colunas de percolação durante um ano com solos paranaenses, MIYAZAWA *et al.* (1996) verificaram que entre Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, apenas Zn apresentou deslocamento até a camada de 5 a 10 cm em latossolos. O elemento tem alta mobilidade e ocorre em formas afins a compostos orgânicos – matéria orgânica, óxidos de Fe, Al e Mn e minerais de argila adsorvem Zn no solo. A deficiência de Zn pode se associar a excesso de P, Mn e Fe no solo e a P e Cu na planta (EPS, 1984; DECHEN *et al.*, 1991a). Zn tem correlação linear entre sua absorção e sua concentração no substrato (DECHEN *et al.*, 1991b).

Cu é um metal essencial a plantas e animais, e doses fitotóxicas ocorrem antes de se tornarem tóxicas aos animais. Nas plantas, é ativador de diversas enzimas nas reações energéticas de fotossíntese e respiração. Ocorre comumente pequena transferência do elemento das raízes às partes aéreas, que tem mobilidade moderada no solo e é pouco reativo a mudanças de pH. Em substratos arenosos e com pouca matéria orgânica, torna-se menos disponível em pH básico. Também altos teores de P inibem a absorção de Cu (ANDREOLI, 1988).

Ni é essencial a animais, para os quais altas doses são relativamente atóxicas. Torna-se fitotóxico em doses de  $50 \text{ mg.kg}^{-1}$  nos tecidos vegetais e seu aporte pode ser incrementado pela presença de matéria orgânica (EPS, 1984), apresentando-se oito vezes mais fitotóxico que Zn, impedindo o crescimento vegetal (DEUS, 1993). É

bastante móvel e quimicamente reativo em pH inferior a 6,5, mas ocorre em pouca quantidade no solo.

Pb e Hg são altamente tóxicos e cumulativos em animais. Hg apresenta baixa fitotoxicidade e seus teores em lodos não costumam ser altos. Pb não chega a ser absorvido pelas plantas. Mo é essencial a animais e às plantas, nas quais é envolvido na fixação de N e em sistemas de redução do nitrato, integrando várias metaloenzimas. Sua deficiência provoca distúrbios metabólicos (EPS, 1984) e ocorrem usualmente em baixos níveis em lodos. Cr ocorre em lodos aeróbios sob a forma Cr III, na qual não é um elemento limitante, por ser tolerado e não cumulativo nas plantas e, por outro lado, ser essencial a animais. Em sua forma VI é fitotóxico e ocorre principalmente em lodos anaeróbios, mas no solo em aerobiose converte-se facilmente a Cr III (DEUS, 1993).

Embora não ocorra usualmente em grande quantidade em lodos, Fe é o micronutriente mais requerido pelas plantas. Ocorre nos cloroplastos, onde está ligado à ativação e constituição de diversas enzimas e participa da síntese protéica. Apesar de existir em níveis elevados no solo, seus teores de formas solúveis são extremamente baixos. As formas inorgânicas em solução no solo incluem  $\text{Fe}^{+3}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})^{+2}$  e  $\text{Fe}^{+2}$ . Fe forma facilmente complexos orgânicos ou quelatos, que são suas formas dominantes no solo (BATAGLIA, 1991). Por sua grande mobilidade, a forma inorgânica preferencial de absorção é  $\text{Fe}^{+2}$ .

A solubilidade de Fe é muito dependente do pH (BATAGLIA, 1991) e dificuldades de absorção de Fe se associam classicamente a pH básico. A deficiência de Fe manifesta-se tipicamente pela clorose nos brotos terminais (CARNEIRO, 1995). O teor crítico para deficiência de Fe varia de 50 a 200  $\text{mg.kg}^{-1}$  de biomassa seca, conforme a estratégia fotossintética (MARSCHNER, 1986). Há interações antagônicas entre Fe e Cu e Mn, sendo que um sintoma típico de toxicidade de Mn é a própria

clorose (BATAGLIA, 1991). A deficiência de Fe relaciona-se freqüentemente a concentrações de  $\text{CaCO}_3$  superiores a 20% no solo (MARSCHNER, 1986).

Muitos processos removem micronutrientes e metais pesados da solução do solo – formação de complexos insolúveis, precipitação como minerais insolúveis ou adsorção (troca catiônica e específica). Complexos organo-metálicos e quelatos solúveis retêm uma parte em formas dissolvidas. De forma geral, no entanto, os metais pesados tendem a ser fortemente retidos no solo, com tempo de residência variando entre 300 e 3000 anos (EPS, 1984).

#### **2.6.4. Compostos orgânicos complexos**

Esgotos podem conter pesticidas, hidrocarbonetos polinucleares aromáticos e organoclorados (ANDREOLI *et al.*, 1994b) em concentrações discretas. Estes compostos persistem no lodo e no efluente das ETEs, mas no lodo em concentrações proporcionalmente maiores (EPS, 1984). Seu impacto na reciclagem agrícola do lodo é dos menos conhecidos. Compostos orgânicos complexos são objeto de fotoxidação, volatilização e biodegradação, que podem alterar suas características estruturais e sua toxicidade. São potencialmente lesivos por sua baixa solubilidade e mobilidade, resistência à biodegradação, capacidade bioacumulativa, solubilidade em gorduras e carcinogenicidade, mutagenicidade e teratogenicidade a animais (EPS, 1984).

#### **2.6.5. Matéria orgânica**

Lodos de esgotos são formados caracteristicamente por matéria orgânica parcialmente mineralizada e contêm 40% a 80% de carbono orgânico. Lodos

anaeróbios contêm maiores volumes de compostos orgânicos estáveis, como lignina, celulose, lipídios e compostos de N orgânico, relativamente a lodos aeróbios. Boa parte da matéria orgânica do lodo encontra-se sob forma de constituintes húmicos que se decompõem lentamente e propiciam condições ótimas de desenvolvimento da biomassa edáfica, numa propriedade que os torna coadjuvantes em processos de recomposição do húmus no solo. SANTOS (1979) atribui aos lodos a propriedade de reter nutrientes oriundos de fertilizantes químicos, liberando-os, como aos seus próprios elementos, segundo a demanda das raízes.

A aplicação regular de lodo aumenta progressivamente o teor de matéria orgânica no solo (ANDREOLI, 1988). O aporte de matéria orgânica ao solo determina alterações em aspectos químicos, físicos e biológicos do ambiente edáfico, que se refletem em substratos para produção de mudas florestais. JĒSUS *et al.* (1988) demonstraram a importância da matéria orgânica como componente de substratos para a produção de mudas florestais. Segundo os autores, o uso de substrato adubado quimicamente proporcionou crescimento inferior de mudas de louro (*Cordia trichotoma*) em relação a substratos adubados com matéria orgânica.

#### **2.6.5.1. Aspectos químicos**

Como propriedades químicas do solo diretamente afetadas pelo aporte de matéria orgânica contam-se a CTC, o pH e a capacidade de retenção de metais pesados e nutrientes. Os cátions  $H^+$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^+$  e  $Mg^{++}$  retidos em partículas argilosas e de matéria orgânica coloidal com cargas negativas por forças fracas são ditos trocáveis, e o volume de cátions trocáveis é denominado capacidade de troca

catiônica, CTC. Ao carrear ânions a fração coloidal da matéria orgânica aumenta a CTC e a conseqüente capacidade em reter nutrientes.

Posto que a matéria orgânica coloidal retém maior quantidade de cátions que a argila, o manejo da CTC em substratos para produção de mudas em viveiros florestais é feito através do teor de matéria orgânica e do pH do substrato (CARNEIRO, 1995), de forma a evitar alterações granulométricas na fração mineral. Em substratos de mudas florestais a CTC pode oscilar entre 7 e 10  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ . Como regra geral, 1% de aumento na concentração de matéria orgânica no substrato resulta em aumentos da CTC de 2  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ .

O pH de lodos de esgoto pode afetar o pH do meio a que são aplicados, alterando o padrão de disponibilização e translocação de metais e nutrientes para as plantas. Lodos com pH ácido podem promover lixiviação de micronutrientes e metais pesados, enquanto lodos com pH alcalino tendem a inibir sua movimentação no solo, além de afetar sensivelmente a biota edáfica (USEPA, 1997). A capacidade de tamponamento de pH pelo lodo de esgoto é destacada por LUCCHESI (1997), numa condição interessante a solos ácidos, usuais no Brasil. Nesta circunstância, a aplicação de lodos alcalinizados com pH entre 8 e 12 pode neutralizar a acidez de tais solos. LUCCHESI (1997) atenta que a aplicação de lodos de esgoto pode promover inicialmente acidificação do solo, em virtude a intensificação da atividade edáfica e da formação de ácidos orgânicos, especialmente em lodos com baixo grau de estabilização.

Quando se complexam a ácidos húmicos, principalmente por ligações de grupos carboxílicos e fenólicos destes ácidos, metais pesados tornam-se menos solúveis e móveis. Por outro lado, os metais complexados por ácidos húmicos podem ser deslocados por outros ácidos orgânicos solúveis como cítrico, tartárico e salicílico,



facilitando sua mobilidade. A oxidação da matéria orgânica no solo pode ainda produzir ligantes orgânicos de baixo peso molecular, como ácidos orgânicos e aminoácidos solúveis em água, capazes de formar complexos organometálicos de carga nula ou negativa, que favorecem a lixiviação de metais no solo (MIYAZAWA *et al.*, 1998).

Os lodos de esgotos trazem grandes proporções de partículas aglomerantes, que tendem a formar anéis através de ligações múltiplas com cátions metálicos, como óxidos de Fe e Al e  $\text{CaCO}_3$  (quelatos). A estabilidade dos quelatos aumenta segundo novos cátions se agregam ao agente e novos anéis são formados, gerando a aglomeração de partículas finas do solo, minerais e sais e favorecendo em consequência a penetração de raízes e a abertura de sulcos para aeração (SANTOS, 1979). A capacidade dos quelatos de agregar partículas minerais contribui para uma elevada estabilidade dos agregados no solo.

#### **2.6.5.2. Aspectos físicos**

Os benefícios decorrentes do incremento de matéria orgânica refletem-se principalmente nas propriedades físicas do solo, como na agregação de partículas, porosidade, densidade do solo e teor e dinâmica da água, ar e calor. Estrutura é a forma de agregação das partículas individuais em partículas compostas ou agregados, e suas dimensões, e a forma como estes agregados se associam macroscopicamente entre si, formando os torrões (BONNET, 1995). A estrutura é condicionada pelo teor de argilas e de matéria orgânica, e distinguem-se estruturas características pelo aspecto, dimensão e espessura dos agregados e torrões e das fendas existentes entre eles, que influenciam grandemente a velocidade de infiltração de água no substrato. Incrementos no grau e estabilidade de agregação das partículas do solo aumentam também a

condutividade hidráulica, a infiltração, a difusão de ar, a drenagem superficial e a facilidade de penetração das raízes, diminuindo sua erodibilidade (SOPPER, 1993; BONNET, 1995).

Dois fatores básicos influenciam a estrutura do solo: proporção areia/argila e teor de matéria orgânica. Quanto maior for a fração de argilas laminares 2:1, melhor será a estrutura e maior a estabilidade de agregados. Quanto à matéria orgânica, sua degradação gera compostos intermediários quelantes e forma produtos finais com esta característica (fulvatos e humatos de Ca, Mg e outros nutrientes), melhorando a estrutura do solo.

A textura é definida pela proporção entre as frações granulométricas de areia, silte e argila. Combinada a outras características físicas, a textura afeta a movimentação de água no meio. Dentro de critérios de proporção granulométrica, quanto mais fina for a textura, mais lenta será a dinâmica da água e maior será sua retenção (ANDREOLI *et al.*, 1994). Analogamente, a permeabilidade pode ser definida em termos da taxa de água que atravessa uma seção transversal de solo saturado num determinado período, sendo em geral inversamente proporcional ao aumento de argilas no solo e à estrutura (EPS, 1984).

BONNET (1995) lembra que meios de textura média a fina exibem permeabilidade moderada e são por isso preferenciais à aplicação de lodos. Solos arenosos são muito permeáveis e propiciam intensa lixiviação, enquanto solos de textura muito fina são pouco permeáveis e sujeitos a escoamento superficial intenso.

Os efeitos da matéria orgânica se fazem sentir sobre a permeabilidade também na infiltração e retenção da água, que aumenta em solos tratados com lodos tanto na capacidade de campo como no ponto de murcha – a matéria orgânica presente em lodos de esgoto é capaz de reter até cinco vezes seu volume em água (BONNET,

1995). Tendo em vista substratos para mudas florestais, BONNET (1999) destaca que a proporção textural entre frações deve ser adequada para que os nutrientes e a água possam ser adsorvidos à estrutura coloidal das argilas e da matéria orgânica, e que as frações areia e silte propiciem sua drenagem e aeração. A Tabela 9 a seguir expõe as recomendações de von DEICHMANN (1966) e CARNEIRO (1995) para a proporção granulométrica de substratos de mudas florestais.

**TABELA 9. PROPORÇÕES GRANULOMÉTRICAS EM SUBSTRATOS FLORESTAIS.**

FRAÇÃO	CARNEIRO (1995)	von DEICHMANN (1966)	
		Gimnospermas	Angiospermas
argilas	10%	60 a 85%	40 a 60%
silte	15%	15 a 40%	40 a 60%
areia	75%	3 a 5%	10%

*Adaptado de CARNEIRO (1995) e von DEICHMANN (1966).*

A porosidade é definida como o volume ocupado por poros no substrato e por sua distribuição em classes de tamanho, sendo diretamente proporcional aos teores de matéria orgânica do substrato, inversamente proporcional à densidade aparente e índice para a mensuração de sua compactação, facilidade de penetração das raízes e relação água/ar (BONNET, 1995). Poros são os interstícios entre os agregados da fase sólida, ocupados por água em solução, gases, pela biota do substrato e pelo sistema radicial das plantas. Segundo suas dimensões e o decorrente comportamento de dinâmica da água, os poros são classificados em duas formas: poros de transmissão ou macroporos de maior diâmetro (50 a 500  $\mu\text{m}$ ) e que retêm água sob baixa tensão, e poros de estocagem ou microporos de menor diâmetro (< 50  $\mu\text{m}$ ) e que retêm água sob tensão maior e contra forças gravitacionais.

Quando a superfície do substrato recebe água até a saturação, o excedente é infiltrado. À medida em que água de drenagem deixa a superfície, tensões baixas são

desenvólvidas e os poros de transmissão se esvaziam, cabendo a retenção de água aos poros de estocagem. Substratos de textura grosseira apresentam mais poros de transmissão, facilitando a drenagem e aeração. Já em substratos de textura fina ganham importância os poros de estocagem, com maior retenção de solução de água e gases. Posto que as diferentes dimensões de poros desempenham papéis distintos na retenção de água em solução e de gases, é recomendável a presença de poros de diversas dimensões no substrato.

A porosidade total de solos arenosos encontra-se entre 35 e 50% e em solos argilosos entre 40 e 60%. Em substratos para produção de mudas florestais, CARNEIRO (1995) referencia como ideal uma porosidade total de 40 a 60%. USEPA (1997) associa a principal atuação da matéria orgânica nos solos ao equilíbrio na proporção entre micro e macroporos, ao aumentar o número de poros de transmissão de solos argilosos, tornando-os mais friáveis, ao aumentar a capacidade de retenção de umidade de solos arenosos e promover sítios de absorção e troca de nutrientes, favorecendo a infiltração das raízes e a permeabilidade.

Usando aplicações de 40 a 80 Mg.ha<sup>-1</sup> de lodos com e sem calcário, em dose única e fracionados, JORGE *et al.* (1991) constataram influência direta sobre a macroporosidade e a microporosidade do solo. A adição de lodo com calcário em doses únicas favorecem a formação de macroporos, e a adição em doses fracionadas favorece a formação de microporos, associados à formação de grandes agregados com alta capacidade de retenção de água. ASKAR *et al.* (1994) verificaram aumento da porosidade e da capacidade de retenção de água proporcionalmente às dosagens de lodo que testaram.

A densidade aparente do solo é inversamente proporcional à porosidade, condutividade hidráulica e teor de matéria orgânica, nutrientes e CTC; relaciona-se de

forma diretamente proporcional aos graus de compactação e agregação de partículas e à textura (BONNET *et al.*, 1995). Quanto menor for a densidade aparente do solo, também menores tenderão a ser as restrições para o crescimento de raízes e melhor será sua estrutura – tal densidade diminui conforme aumentam as doses matéria orgânica aplicadas ao solo. Estudando a aplicação de lodo de esgotos em forrageiras para a recuperação de áreas degradadas em doses de 40 a 120 Mg.ha<sup>-1</sup> em base úmida de lodos, WISNIEWSKI *et al.* (1996) associaram doses crescentes de lodo à tendência à redução da densidade aparente do solo, dado o aumento de sua porosidade total.

Associada à densidade aparente é importante considerar a densidade de partículas, que desconsidera o espaço ocupado pelos poros. A aeração do solo e sua capacidade de retenção de umidade decrescem à medida em que se aproximam as densidades aparente e de partículas. A razão entre a densidade de partículas e a densidade aparente expressa o grau de compactação, fortemente influenciado pela umidade e condutividade hidráulica, teor de matéria orgânica, textura e teor de partículas coloidais no substrato (BONNET, 1995). Em altos graus de compactação ocorre desestruturação de poros de transmissão e concentração de poros de estocagem, dificultando a circulação de soluções aquosas e de gases.

#### **2.6.5.3. Aspectos biológicos**

Teores de matéria orgânica podem chegar a 38% em solos orgânicos (KIEHL, 1979), mas apenas 0,1 a 4% da matéria orgânica se constitui de tecido vivo, incluindo microflora bacteriana, vírus, actinomicetos, fungos e algas, protozoários, nematóides, vermes oligoquetos e artrópodos. Fungos respondem pela maior fração da biomassa.

Na maioria dos solos agrícolas os fungos representam 75% e bactérias, actinomicetos e outros organismos, 25% da biomassa microrgânica total (EPS, 1984). Uma pequena fração da população total está ativamente degradando material e se desenvolvendo, e a porção restante está em repouso ou em formas de resistência.

A matéria orgânica estimula o desenvolvimento da biomassa edáfica ao fornecer energia potencial sob forma de C complexado, que será degradado para a liberação de matéria mineral. Em aerobiose, a matéria orgânica degradada resulta em substâncias húmicas, é volatilizada ou absorvida pela biomassa. N orgânico e  $\text{NH}_3$  são transformados em nitratos e S orgânico gera sulfatos. Já em condições anaeróbias a degradação gera óxidos de N e N gasoso,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ .

O intenso intemperismo de solos tropicais e subtropicais estimula uma degradação mais rápida da matéria orgânica, num problema que é agravado por práticas agrícolas inadequadas. A adubação com produtos ricos em matéria orgânica como o lodo de esgoto deve compensar esta perda. Lodos são materiais já parcialmente digeridos e contém óleos, resinas e graxas. A lenta degradação no solo destes componentes contribui ao prolongamento destes efeitos (ANDREOLI, 1988).

CLAPP *et al.* (1986) afirma que bactérias de solos fertilizados têm taxa de crescimento mais rápida. SEAKER e COPPER *in* ANDREOLI (1999) verificaram que populações de *Nitrosomonas* duas a quatro vezes maiores em áreas de aplicação de lodos que em áreas de adubação mineral. A respiração do solo foi maior em áreas de aplicação, principalmente recente, relativamente a áreas fertilizadas quimicamente.

Utilizando lodos contaminados com sais solúveis de diversos metais pesados, RECHIGL (1995) observou redução significativa de *Rhizobium japonicum* e *Bradyrhizobium japonicum* no solo, devido à toxicidade destes metais. CLAPP *et al.* (1986) sugeriram que a longo prazo metais pesados e outros elementos tóxicos de lodo

podem afetar a diversidade de microrganismos, os processos bioquímicos no solo e o potencial microrgânico de decompor substâncias orgânicas estranhas. Por outro lado, ponderam que a adição de uma fonte de energia e a inoculação de microrganismos diversos através da incorporação de lodos podem aumentar a habilidade do solo em degradar contaminantes orgânicos. Todos os efeitos do lodo sobre microrganismos do solo se fazem sentir com maior intensidade na rizosfera, onde a biomassa é concentrada.

#### **2.6.6. Efeitos do pH sobre a absorção de nutrientes**

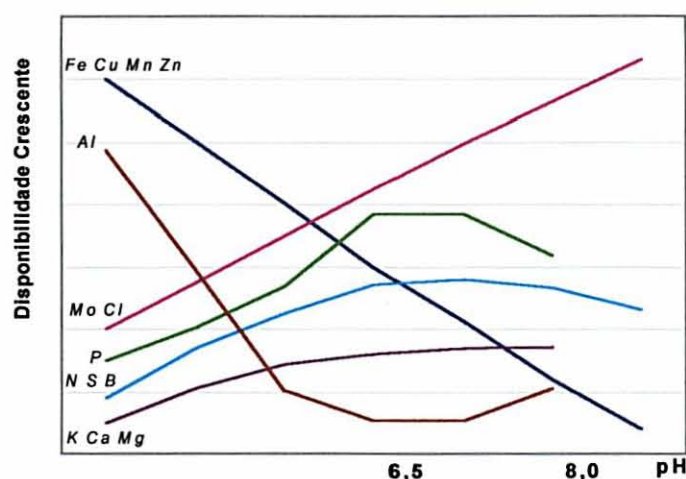
O pH é a concentração de cátions  $H^+$  no substrato. É matematicamente expresso pelo logaritmo inverso da concentração de  $H^+$ , que por sua vez relaciona-se à concentração de ânions  $OH^-$  de forma inversamente proporcional. É diretamente alterado segundo a CTC e a umidade, além de inúmeros fatores químicos, biológicos e climáticos. Da mesma forma, uma grande parte das reações químicas e bioquímicas constantes do substrato e necessárias para o crescimento das mudas são bastante dependentes do pH, posto que determina o padrão de disponibilização e translocação de micronutrientes no complexo solo/planta e a intensidade da atividade microrgânica do substrato (STURION, 1981).

O processo de intemperização dos solos aumenta naturalmente sua acidez através da disponibilização de  $H^+$ , favorecendo o acúmulo de cátions ácidos, como  $Al^{3+}$ ,  $Mn^{2+}$  e o próprio  $H^+$ , nas cargas negativas de suas argilas. Logo, a acidificação do solo gera a perda de cátions básicos por lixiviação –  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  e  $K^+$  (CARNEIRO, 1995). Porquanto, meios ácidos tendem a promover lixiviação de nutrientes, enquanto meios

alcalinos tendem a inibir a movimentação destes nutrientes no solo, além de poderem afetar sensivelmente a biota edáfica (USEPA, 1997).

Diversos nutrientes essenciais, como Fe, Cu, Mn e Zn, tendem a se tornar menos disponíveis em pH alcalino. Sobre outros nutrientes, como Mo e Cl, o efeito é inverso. P parece oferecer melhores condições de absorção em pH levemente ácido. As variações de disponibilidade dos nutrientes segundo alterações de pH podem ser vistas na Figura 3 a seguir.

**FIGURA 3. EFEITO DO pH SOBRE A DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES EM SUBSTRATOS.**



Adaptado de MALAVOLTA (1979).

A maioria dos estudos de absorção de metais pesados pelas plantas se dá em solos ácidos, dada a maior mobilidade que o baixo pH usualmente lhes confere. Os elementos mais móveis no solo presentes no lodo são Ni, Cd e Zn, seguidos por Cu com mobilidade moderada e por Pb, Hg e Cr, que são praticamente imóveis (DEUS, 1993). ELLIOTT *et al.* (1986) determinaram em solos a pH 5,0 a seguinte seqüência de absorção de metais pesados – Pb > Cu > Cd > Zn. Quando houve destruição da matéria orgânica do solo por peróxido de hidrogênio, a seqüência



foi alterada para  $Pb > Zn > Cd > Cu$ . BIBAK (1994) apontou que a adsorção de metais no solo em intervalos de pH de 3,8 a 8,2 obedeceu à ordem  $Cu > Co > Mn$ .

SMITH (1994b) estudou os efeitos do pH do solo à translocação de Ni, Cu e Zn a pastagens de azevém, buscando concentrações preventivas à fitotoxicidade em solos de  $pH < 6,0$ . O autor determinou as concentrações nas plantas destes elementos como sendo funções lineares simples do aumento de pH do solo nas faixas de 4,2 a 7,0. Segundo o autor, Cu é menos sensível às mudanças de pH em relação a Ni e Zn, que respondem de forma similar às variações. Também investigando os impactos de metais pesados sobre *Brassica oleracea*, BON e SOLTANPOUR (1992) constataram acúmulo de Pb, Zn e Cd nos tecidos vegetais.

A aplicação de lodos de esgotos brutos provoca inicialmente diminuição do pH em função da formação de ácidos orgânicos – após a estabilização destes ácidos com elementos do solo, o pH volta a se elevar (EPSTEIN *et al.*, 1976). Quando lodos alcalinizados são aplicados, observa-se imediato e expressivo aumento do pH. DEUS (1993) analisaram os teores de micronutrientes e compostos orgânicos persistentes no solo após aplicação de lodos nos EUA e constataram que Zn, Cu, Ni, Cd, Pb e Hg tiveram teores aumentados no solo e que nas plantas, acumularam-se Zn, Cu, Cd e Ni. Nenhum metal alcançou, entretanto, doses fitotóxicas.

Concentrações de Cd, Cu, Pb e Zn em solos e plantas foram investigadas em três tratamentos (lodo de esgotos, fertilizante mineral e testemunha) em dez anos consecutivos por LEVINE *et al.* (1989). As concentrações de Cd em plantas decresceram anualmente, variando de  $59 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1978 para  $19,8 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1987 em tratamento com lodos de esgotos. No solo, Cd atingiu  $1,13 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1979 e  $1,94 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1987. Plantas adubadas com lodos de esgotos foram atingidas em concentrações superiores às do tratamento com fertilizantes minerais. Concentrações

de Cu na cultura anual *Setaria faberii* foram maiores no tratamento com lodos, atingindo  $320 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1978 e em 1984  $380 \text{ mg.kg}^{-1}$ . No solo os teores de Cu elevaram-se de  $14,7 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1979 a  $36,9 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1986. As concentrações de Pb nos lodos decresceram de  $473 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1978 para  $243 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1987 mas elevaram-se no solo de  $19 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1979 para  $48,4 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1986. Médias de Zn variaram de  $1281 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1984 para  $865,8 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1987 em lodos. No solo Zn foi aumentado de  $52,4 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1979 para  $107,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1987. A concentração de Zn na perene *Rubus frondosus* foi de  $41 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 1987 e na anual *S. faberii* de  $97,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

Ao verificar os efeitos da aplicação de lodos de esgoto em doses de 0 a  $180 \text{ Mg.ha}^{-1}$  em solos argilosos sobre a cultura da alface, HUE *et al.* (1988) observaram que Cd e Zn aumentaram suas concentrações na planta com o aumento de doses de lodo, e que Mn aumentou drasticamente sua concentração na solução do solo, determinando fitotoxidez. Segundo CHANEY *et al.* (1994), em solos alcalinos a aplicação de lodos aumentou a adsorção de Fe e Mn à solução do solo e a redução da absorção de Cd e Zn pelos tecidos vegetais.

MISRA *et al.* (1995) utilizaram lodos de esgotos na água de irrigação em cultura de alface a doses de até  $30 \text{ Mg.ha}^{-1}$  suplementadas por  $\text{P}_2\text{O}_5$  em doses de até  $160 \text{ kg.ha}^{-1}$ . O crescimento das plantas aumentou proporcionalmente ao acréscimo de lodo e fosfato. Cd, Cr e Pb tiveram sua absorção aumentada pelo acréscimo de lodo, mas diminuída pelo acréscimo de fosfato. Para Zn houve absorção com aplicação de lodo e também fosfato.

SIMS e KLINE (1991) avaliaram os efeitos de quatro dosagens de lodo de esgoto compostado sob quatro valores de pH em trigo e soja. A mistura de lodo compostado reduziu a biomassa seca de trigo e provocou crescimento na soja. Cu, Ni e

Zn aumentaram nos tecidos vegetais das espécies testadas. Ao avaliar a influência do pH na absorção de metais pesados de lodos de esgotos por *Pinus radiata*, HANDRECK (1994) verificou que os teores de Cd, Cu e Pb aumentaram com a acidificação do solo e com o aumento da dose de lodo compostado.

MORENO *et al.* (1996) utilizaram doses de 20 a 80 Mg.ha<sup>-1</sup> de lodo compostado contendo concentrações de 830, 1640, 525 e 995 mg.kg<sup>-1</sup> de Cd, Zn, Ni e Cu respectivamente, para o cultivo experimental de cevada em solo alcalino a pH 8,77. Os autores apontaram aumento na absorção de Cd e Zn proporcionalmente ao aumento das doses de aplicação de lodo. No que se refere ao controle e pH em substratos de viveiros florestais, as exigências de pH são peculiares a cada espécie florestal. Uma recomendação genérica consta da Tabela 10 a seguir.

**TABELA 10. NÍVEIS DE PH RECOMENDADOS POR DIVERSOS AUTORES PARA GIMNOSPERMAS E ANGIOSPERMAS.**

pH	PARANÁ (1980)	CARNEIRO (1995)	von DEICHMANN (1966)
Gimnospermas	entre 5 e 6,5	entre 5,5 e 6,5 (em geral) entre 4,5 e 5,0 (algumas coníferas)	5,5
Angiospermas	entre 6 e 7	entre 5,0 e 6,0	6,0

*Adaptado de PARANÁ (1980), CARNEIRO (1995) e von DEICHMANN (1966).*

KIEHL (1979) aponta faixas extremas de pH entre 4,0 e 9,0 para o desenvolvimento vegetal, embora a maioria das plantas responda melhor a pH entre 6,0 e 7,0. A maior parte dos autores sugere substratos com pH diferenciado para gimnospermas e angiospermas em viveiros florestais, dada a falta de informação detida sobre cada espécie.

Em viveiros florestais o pH não deve ser menor que 4,5 para evitar a indisponibilização de nutrientes, nem maior que 6,5 para evitar clorose e doenças fúngicas (CARNEIRO, 1995). A capacidade de um substrato de tamponar mudanças de

pH depende diretamente de seu teor de argila e de matéria orgânica. Como são tipicamente arenosos, os substratos de viveiros florestais dependem de um teor adequado de matéria orgânica para proporcionar um ambiente constante para o crescimento das mudas. Portanto, o manejo do pH em viveiros florestais se faz preferencialmente através do controle de matéria orgânica no substrato e da adição de adubos minerais específicos.

## **2.7. Efeitos do lodo de esgoto sobre a produtividade agrícola e silvicultural**

Seja por seu padrão de absorção de nutrientes ou por sua forma de consumo, muitos cereais e leguminosas são interessantes à reciclagem de lodos e respondem notavelmente à aplicação do insumo, mesmo em comparação com fertilizantes químicos (BETTIOL e CARVALHO, 1981). Gramíneas respondem prontamente à aplicação de lodo por absorverem diretamente o nitrogênio captado pelas raízes, e leguminosas tendem a respostas mais lentas e menos intensas à aplicação de lodo, como simbioses de rizóbios que são.

Comparando a massa seca de milho produzido em solo fertilizado com lodo aeróbio digerido à do produto em solo fertilizado com adubo mineral, GIOPPO (*in* BONNET, 1995) chegou a aumentos de produção significativos já em dosagens de 2 Mg.ha<sup>-1</sup> de lodo seco, e concluiu que o milho apresenta tolerância moderada a íons metálicos tóxicos. Com outros cereais, da ROS (1993) apresentou resultados similares. Cereais para silagem possibilitam a remoção máxima de nutrientes pela utilização integral das partes aéreas na colheita. Trigo, aveia e cevada são pouco tolerantes a excessos de umidade e nutrientes – N em excesso, por exemplo, concorre à fraqueza e quebra das hastas (EPS, 1984). Combinações de culturas têm comumente maior

desempenho global após a adubação com lodo de esgotos, em relação a culturas de espécies isoladas. Culturas combinadas de aveia e centeio com milho resultam em maior remoção de nitratos do solo (SANTOS, 1979), diminuindo eventuais riscos de lixiviação do material.

Forrageiras oferecem grande flexibilidade para a aplicação em relação a outras culturas, embora possam acumular níveis substanciais de nitratos (EPS, 1984). Avaliando efeitos imediatos do lodo de esgotos em culturas de milho, aveia, ervilhaca e sobre características químicas do solo, da ROS (1993) constatou que a adição de lodo de esgoto proporcionou maior rendimento de matéria seca e na absorção de N,  $P_2O_5$  e de  $K_2O$  pelo milho, no rendimento de matéria seca da associação aveia/ervilhaca e de grãos de aveia e aumento do nível de N total e disponível no solo. O autor enfatizou a necessidade de suplementação mineral potássica no uso do lodo de esgotos como fertilizante.

Em casa-de-vegetação OLIVEIRA *et al.* (1995) testaram efeitos de doses de 5, 10 e 20  $Mg \cdot ha^{-1}$  lodo de esgoto com e sem suplementação de N e K em sorgo granífero e observaram aumento de matéria seca sob adubação com lodo, embora tenha sido necessária adubação potássica. Ao avaliar cultivos de cana-de-açúcar com aplicação de calcário dolomítico e fertilização mineral ou dosagens de lodo de esgoto a 4, 8, 16, 32  $Mg \cdot ha^{-1}$ , MELO *et al.* (1994) observaram aumento da CTC e do teor de C orgânico apenas na dose de 32  $Mg \cdot ha^{-1}$ , embora o teor de matéria orgânica tenha sido afetado na maioria dos tratamentos.

SOPPER (1993) constatou rápido estabelecimento e crescimento de raízes de milho, soja e sorgo como resultados da aplicação de lodos, com maiores percentuais de cobertura e maior produtividade decorrente do melhor desenvolvimento radicial. Experimentos conduzidos com frutas cítricas no Estado de São Paulo demonstraram

resultados notáveis de produtividade após a aplicação de lodo (SANTOS, 1979).

BISCAIA e MIRANDA (1996) apontam melhoria de desempenho crescente da produtividade de milho em doses de 2 a 60 Mg.ha<sup>-1</sup> em base seca com suplementação mineral, sem qualquer manifestação fitotóxica. Já WISNIEWSKI *et al.* (1996) apontaram fraco desempenho de lodo aeróbio como condicionador de solos de áreas degradadas, em virtude de seu baixo teor de N.

Entre 1996 e 1997 um plano-piloto com parceria entre a Sanepar e a Emater Paraná promoveu a reciclagem de 1000 toneladas úmidas de lodo em pequenas propriedades da Região Metropolitana de Curitiba. Foram instaladas unidades demonstrativas e testada a produtividade de culturas de milho, pastagens, reflorestamentos e fruticultura adubados com lodo de esgotos, com aumentos no milho de até 84,11%.

Embora seja praticada em menor proporção que a reciclagem agrícola, a reciclagem do lodo em espécies florestais também apresenta resultados favoráveis. USEPA (1997) informa que nos Estados Unidos 3% dos lodos aplicados ao solo são reciclados em áreas florestais, num percentual que tende a crescer expressivamente na próxima década. Em função de se aplicarem grandes dosagens em eventos únicos, a silvicultura é das poucas modalidades em que a norma técnica norte-americana *CFR Part 503* permite o aporte de doses equivalentes de N maiores que a demanda das culturas.

USEPA (1997) coloca que, em função da quantidade limitada de dados registrados em áreas florestais de aplicação de lodo, ainda é difícil estimar o valor adicionado a sítios florestais fertilizados com lodos. Estudos preliminares demonstraram maiores respostas a fertilizações com lodo de esgoto em relação à adição de fontes minerais de N. Ademais, o efeito de aplicações de lodo tendem a ser

mais duradouros, com alguns estudos mostrando efeitos residuais sobre o crescimento das árvores de até oito anos.

Em espécies florestais o crescimento pode ser expresso por aspectos de diâmetro de caule e copa e altura após período determinado. HENRY *et al.* (1993) acompanharam durante 20 anos o aumento de produtividade de um sítio de *Pinus* spp. nos Estados Unidos, com uso de lodo de esgotos urbanos e industriais de polpa e papel, tendo como critérios o estado nutricional e o teor de matéria orgânica dos solos. Dosagens foram aplicadas junto ao plantio das mudas. Os tratamentos com lodo industrial de polpa de papel determinaram incremento no crescimento de três espécies florestais. Os tratamentos com lodo de esgotos urbano proporcionaram aumento na altura das mudas em análise. Foram obtidos incrementos no crescimento entre 2 e 100% para povoamentos já estabelecidos, e superiores a 1000% para árvores plantadas em solos fertilizados com doses pesadas de lodo de esgoto. Tais padrões de resposta variaram segundo as características do solo, a densidade de plantio e as respostas de cada espécie.

MELO *et al.* (1994) apontam também melhores índices de estabelecimento de mudas de árvores sob aplicação de lodo de esgotos, com crescimentos anuais de altura e diâmetro aumentando proporcionalmente às dosagens de lodo aplicadas. Espécies de madeiras-de-lei apresentam melhor sobrevivência devido a melhor desempenho em competição com vegetação herbácea por nutrientes, tendo obtido melhores resultados mesmo na presença de gramíneas e leguminosas semeadas simultaneamente.

No Paraná, LOURENÇO *et al.* (1996) constataram crescimento diferenciado em consórcios de bracatinga com milho e feijão sob diferentes dosagens de lodo aeróbio, tendo chegado a recomendações de dosagem de 66 Mg.ha<sup>-1</sup> para milho. Os autores

observaram efeito residual de aplicações de lodo sobre o crescimento inicial da bracatinga, até três anos após a incorporação do resíduo.

Estudos citados por USEPA (1997) apontam que acelerações do crescimento de árvores entre 200 e 300% em função do aporte de lodos podem potencialmente alterar as características da madeira produzida, inclusive gravidade específica, angulação entre as fibras e algumas propriedades mecânicas. Tanto efeitos positivos quanto negativos sobre a qualidade da madeira podem ocorrer em árvores estabelecidas sobre áreas após aplicações pesadas de lodo.

Embora imediatamente após a aplicação ao solo de lodos de esgoto as características de aparência de um sítio sejam extremamente alteradas, em cerca de seis meses o desenvolvimento de flora herbácea e arbustiva associada aos sítios florestais é extremamente vigoroso em relação a áreas sem aplicação de lodo. Este incremento gera tipicamente maior disponibilidade de nutrientes e pode proporcionar melhores condições de ocupação pela fauna de invertebrados e vertebrados. Alguns estudos populacionais constataram incremento e diversificação das populações faunísticas em relação a sítios adjacentes não fertilizados com o resíduo (USEPA, 1997).

Algumas experiências foram reportadas com o uso de lodos de esgotos na produção de mudas de espécies florestais. Não existem ainda linhas de experimentação com uso de lodos de esgotos como componentes de substratos para produção de mudas em viveiros florestais, mas CARNEIRO (1995) cita especificamente o potencial do produto para esta finalidade. Em casa-de-vegetação TUNISON *et al.* (1982) verificaram o crescimento de arbustos após aplicação de lodo compostado e não-compostado, com baixos teores de metais pesados. Para o lodo não-compostado a incidência de plantas cloróticas e de mortalidade foi elevada, enquanto para o lodo



compostado as plantas apresentaram maior vigor. Ao comparar lodos de esgoto com acículas decompostas de *Pinus* e esterco bovino como componentes, junto a solo sem adubação, de substratos para a produção de *Cedrella fissilis*, MORAIS *et al.* (1996) chegaram a melhores crescimentos em diâmetro e altura com lodos de esgoto. Níveis de produção de biomassa seca foram maiores apenas em esterco bovino.

Ensaio de produtividade reflete o resultado final e integrado da aplicação de lodos como fertilizante e condicionador de solos em curto, médio ou longo prazo. Já para verificações de estado nutricional, recorrem-se à diagnose visual, testes bioquímicos e análise de tecidos. Em geral o estado nutricional é melhor refletido pelas folhas, mas em mudas é comum a avaliação de toda a parte aérea (TELES, 1999).

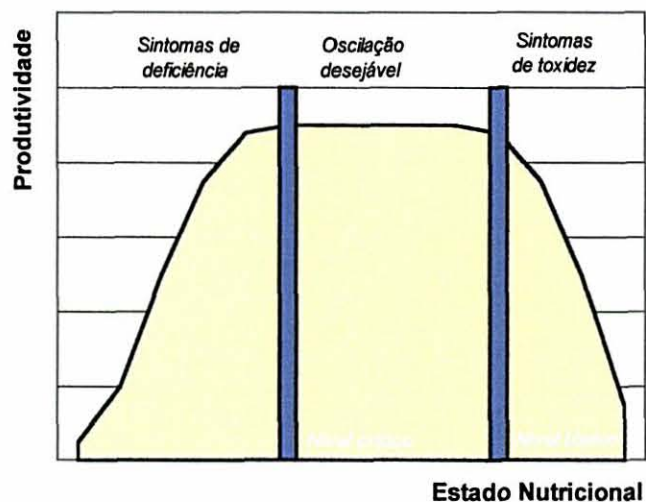
AMORIM *et al.* (in TELES, 1999) associaram dosagens de lodo anaeróbio digerido líquido e seco ao crescimento e estado nutricional de mudas de *Eucalyptus grandis*, *Pinus caribea* e o milho (*Zea mays*), tendo ressaltado concentrações expressivas de N e P nas folhas após o período experimental. As formas de N e P em *Pinus sylvestris* foram avaliadas por FERRIER *et al.* (1996). As concentrações foliares de N foram significativamente maiores nos tratamentos com fertilizantes minerais.

TELES (1999) relata incremento de altura, diâmetro de colo e número de folhas em mudas de *E. contortissiliquum* produzidas com lodo de esgoto de lagoas australianas no Espírito Santo, em dosagens de 25%, 50% e 75% de lodo como componente do substrato complementado com terra preta e com substrato formado por 100% de lodo. A autora constatou teores de N total altos nos tecidos de mudas produzidas com lodo em relação àquelas em terra preta. O uso de doses com lodo alcalinizado, na proporção de 50% com terra preta, promoveu baixo desempenho.

Para a avaliação dos resultados analíticos é necessário considerar as interações entre nutrientes e um parâmetro de normalidade, dado por uma testemunha e por

referência documental. Encontrar parâmetros documentais é uma dificuldade inerente ao estudo de mudas, que se torna ainda maior para espécies nativas como *S. terebinthifolius*. Ademais, em estudos de estado nutricional os problemas de conteúdo de nutrientes requerem interpretação mais abrangente, à luz das interações fisiológicas das plantas com as deficiências ou toxicidades nutricionais e de antagonismos e sinergismos entre os elementos. Em relação a Fe, plantas cloróticas podem apresentar teores similares ou mesmo maiores que os de plantas verdes, em decorrência de uma inativação fisiológica do Fe (MARSCHNER, 1986). Se a concentração de dois nutrientes estiver baixa e se suprir apenas um deles, o crescimento causará a diluição do outro nutriente em análise, induzindo à interpretação de deficiência severa mesmo sem competição por adsorção ou sítios de transporte internos à planta (DECHEN *et al.*, 1991b). Raras espécies florestais tiveram até o momento seus níveis de estado nutricional adequadamente definidos, com as zonas-chave descritas na Figura 4, apontada por (CARNEIRO, 1995).

**FIGURA 04. NÍVEIS GENÉRICOS DE ESTADO NUTRICIONAL DE MUDAS EM VIVEIROS FLORESTAIS.**



Adaptado de CARNEIRO (1995).

Mudanças expressivas de demandas nutricionais ocorrem entre as fases de crescimento, aclimatação e rustificação das mudas no viveiro florestal. Da mesma forma, durante e logo após a fase de germinação as plântulas dependem pouco do teor de nutrientes do substrato, posto disporem ainda de suas próprias reservas. Relacionando o teor de nutrientes ao crescimento das plantas, DECHEN *et al.* (1991c) colocam que, em teores de nutrientes imediatamente acima dos níveis de deficiência, acréscimos de crescimento podem ocorrer praticamente sem mudanças no teor de nutrientes. Num segundo nível de estado nutricional, as duas variáveis tornam-se diretamente proporcionais, seguido de um estado considerado de consumo de luxo, em que altos teores de nutrientes não mais se refletem em crescimento. Posteriormente, ocorrem manifestações de toxicidade.

## **2.8. Composição e qualidade de substratos para a produção de mudas florestais**

Culturas florestais podem ser instaladas a partir de semeadura direta, manejo da regeneração natural e por plantio de mudas. Esta última condição é a mais usual, e nela a qualidade das mudas produzidas determina seus índices de crescimento inicial e produtividade a campo. Mudas florestais podem ser desenvolvidas a partir de sementes ou por propagação vegetativa. Métodos de propagação permitem a seleção de genótipos, dando homogeneidade e produtividade aos plantios em curto espaço de tempo, mas o alto custo e a falta de domínio tecnológico dos processos ainda são restritivos (DASSIE, 1995).

A produção de mudas florestais no Brasil, para espécies exóticas produzidas por viveiros de grande porte – quase exclusivamente *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. – calca-se em semeadura. Tais sistemas são operados por grandes produtores de forma

integrada, de acordo com o nível tecnológico demandado e às condições edafoclimáticas locais (DASSIE, 1995). Viveiros de médio e pequeno porte, produtores de espécies nativas como *Mimosa scabrella* e *Ilex paraguariensis* ou para reposição florestal, vivem um quadro diferente – sua produção é artesanal e baseada em sistemas simples, com uso de sacos plásticos perfurados (jacás) e solo de horizonte B como substrato (FERRON, 1997).

A tecnificação simples e barata representada por um substrato adequado pode trazer benefícios expressivos para viveiros de qualquer porte. Aliados a outros aspectos de manejo, substratos são determinantes sobre a qualidade das mudas produzidas. O valor dos substratos é muito variável, mas pode atingir 30% dos custos fixos de um viveiro. Substratos adequados permitem racionalizar outros custos, como adubação suplementar e irrigação.

Existem diversas tecnologias de produção de mudas de espécies florestais, dependentes da forma de uso do substrato e do grau de tecnificação do viveiro florestal. Em viveiros de raiz nua o substrato é o próprio solo, que se constitui no meio de desenvolvimento das raízes. Já em viveiros de mudas envasadas, o substrato é perdido e demanda constante renovação (AGRODATA, 199\_). Embora ainda persistam pequenos viveiros baseados no uso de jacás, o uso de embalagens suspensas (bandejas de fibra de papel, isopor e tubetes de polipropileno) vem se firmando por seu maior rendimento, menor demanda por espaço físico, melhores condições fitossanitárias e por aspectos de saúde ocupacional. Nestas embalagens, o pequeno volume de substrato utilizável inviabiliza o uso de solo como substrato. AGRODATA (199\_) sugere como características operacionalmente desejáveis de um substrato para viveiros florestais: drenabilidade e retenção de água, penetrabilidade pelas raízes e não

aderência às paredes, leveza ao transporte e adequado teor de nutrientes (mínimo ao manejo de fertilização e rustificação das mudas).

CARNEIRO (1995) diferencia fertilidade e produtividade do substrato, e destaca que qualquer substrato produtivo será fértil, mas substratos férteis serão produtivos apenas se suprirem adequadamente as exigências nutricionais das mudas, que são específicas a cada espécie e variam também com seu manejo. STURION (1981) atenta que substratos muito férteis promovem razões raiz/parte aérea menores que as de mudas de substratos mais pobres, não sendo por isso produtivos.

Os parâmetros físicos de produtividade do substrato determinam seus padrões de retenção de nutrientes em solução aquosa e de gases pela fase sólida – destes parâmetros, os mais significativos a substratos de viveiros são estrutura, textura e permeabilidade, porosidade, densidade e grau de compactação.

A condição hídrica mais favorável num substrato é aquela em que a água está disponível a baixas tensões em quantidades adequadas. Este estado ocorre desde pouco acima do ponto de murcha temporário até a capacidade de campo, e flutuações entre estes limites são normais e necessárias à renovação de gases do substrato. O desenvolvimento e a eficiência do sistema radicial são muito influenciados pela fração gasosa do solo – o crescimento requer energia obtida das raízes através de sua respiração, em que o  $O_2$  é retirado do substrato (STURION, 1981). Em termos de proporção volumétrica, STURION (1981) cita como ideal um substrato com 45% de massa mineral, 5% de massa orgânica, 25% de gases e 25% de solução aquosa.

Os parâmetros químicos estão diretamente ligados às exigências nutricionais específicas a cada espécie. Recomendações de dosagens referenciais de nutrientes não estão pesquisadas para a absoluta maioria das espécies nativas, embora espécies exóticas comerciais já disponham de padrões para o Brasil. CARNEIRO (1995) propõe

aponta padrões referencias de fertilidade de substratos para espécies de *Pinus* e *Eucalyptus* na região Sul do Brasil (Tabela 11).

**TABELA 11. PADRÕES DE FERTILIDADE DE SUBSTRATOS PARA MUDAS DE ESPÉCIES DE *Pinus* E *Eucalyptus* NO SUL DO BRASIL.**

PARÂMETRO	UNIDADE	<i>Pinus</i>	<i>Eucalyptus</i>
pH	CaCl <sub>2</sub>	4,9	6,8
Al	mmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup>	0,7	0,1
H +Al	mmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup>	8,5	2,6
Ca	mmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup>	3,8	5,9
Mg	mmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup>	2,3	3,3
K	mmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup>	0,4	1,3
CTC	pH 7,0	15,1	13,0
P disponível	mg.kg <sup>-1</sup>	13,5	10,6
C	g.kg <sup>-1</sup>	4,2	6,3
Saturação de Al <sup>+3</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	9,6	0,0
Saturação de bases	g.kg <sup>-1</sup>	43,2	80,1

Adaptado de CARNEIRO (1995).

Por outro lado, fertilização excessiva pode ter efeitos fitotóxicos ou imobilizar outros nutrientes, além de ser economicamente dispendiosa. Referindo-se a N, P e K em substratos de viveiros de raiz nua, von DEICHMANN (1966) recomenda os seguintes padrões referenciais expostos na Tabela 12 a seguir.

**TABELA 12. PADRÕES REFERENCIAIS DE NPK GENÉRICOS A MUDAS DE GIMNOSPERMAS E ANGIOSPERMAS.**

PARÂMETRO	N <sub>2</sub> (kg.ha <sup>-1</sup> )	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (kg.ha <sup>-1</sup> )	K <sub>2</sub> O (kg.ha <sup>-1</sup> )
Gimnospermas	31	70	150-175
Angiospermas	45	150	250

Fonte: von DEICHMANN (1966).

Os nutrientes devem estar dissolvidos na fase líquida e adsorvidos à CTC em formas trocáveis, sem excessiva lixiviação, para uma adequada regulação da

disponibilidade de nutrientes e a produtividade das mudas. Os parâmetros mais importantes neste sentido são a CTC, o pH, os teores de macronutrientes e micronutrientes e a relação C/N.

A relação C/N do substrato deve ser inferior a 30. N torna-se disponível para as mudas em relações C/N de 15 a 20 – em valores de 20 a 30 a taxa de imobilização equipara-se à da degradação. Quando resíduos apresentam relação C/N superior a 25 a mineralização de N pode demandar mais tempo em função da imobilização alta, como compostos. Relações de C/N acima de 60:1 sem suplementação de N intensificam a níveis proibitivos a competição por N entre mudas e microbiota (CARNEIRO, 1995), causando deficiência às mudas.

A matéria orgânica influencia dramaticamente a atividade bacteriana e fúngica, a CTC, a capacidade de tamponamento do pH e as propriedades físicas do substrato. Reduzem também a toxidez de certos herbicidas, propiciam o desenvolvimento de micorrizas e a supressão de certos patógenos. A matéria orgânica atua como fonte direta de N e P e também como regulador da disponibilização de oligoelementos como B, Cu, Zn e Fe (CARNEIRO, 1995). Nitrobactérias e actinomicetos possuem a capacidade de fixar N atmosférico e disponibilizá-lo para as mudas, e fungos filamentosos micorrízicos vivem em simbiose com as raízes, e condicionam o sucesso de povoamentos de diversas coníferas (PARANÁ, 1980).

Na composição de substratos para o atendimento a estes parâmetros de qualidade para substratos, buscam-se três componentes – um componente estruturante para conferir características físicas desejáveis; um componente orgânico para fornecimento de C e liberação gradual de nutrientes; e um terceiro componente para fornecimento imediato de nutrientes.

Estes componentes são funcionais e, portanto, intercambiáveis. Um dado produto pode, por exemplo, conferir estrutura física ao substrato e lhe fornecer também nutrientes, como também podem haver na composição dois produtos com funções semelhantes – como quando da adição de vermiculita e matéria orgânica em relação à porosidade do substrato. Testando substratos para produção de mudas por sementes de *Eucalyptus grandis* em tubetes e bandejas de isopor, GOMES *et al.* (1985) constataram que os melhores rendimentos foram obtidos em substratos com teores de 80% de matéria orgânica.

Assim, em viveiros de embalagens suspensas os substratos mais usuais são misturas de um material estruturante – vermiculita ou areia – com materiais orgânicos decompostos – turfa, cinza de caldeiras, cascas de árvores, casca de arroz carbonizada e outros resíduos vegetais disponíveis na região geográfica de produção – acrescidos de adubação mineral.

Muitos viveiros fabricam seu próprio substrato, e existem alguns substratos comerciais preparados baseados nestes componentes. Há grande variabilidade de percentuais de uso, qualidade e fontes de matéria orgânica na preparação de substratos, mas uma característica freqüente destes materiais é sua natureza residual. Substratos de viveiros florestais podem absorver volumes de resíduos orgânicos de outras atividades agrárias, agroindustriais ou mesmo de lodos de esgotos, para reciclagem na composição de substratos.

## **2.9. Aspectos sobre as espécies florestais testadas**

*E. viminalis* era apontada em 1986 como a espécie de *Eucalyptus* mais plantada comercialmente no Paraná e própria à implantação com sucesso na Região



Bioclimática do Centro Sul do Paraná (EMBRAPA, 1986), que engloba a área experimental do viveiro, localizado em São José dos Pinhais, na Região Metropolitana de Curitiba. A espécie apresenta boa tolerância a altitudes de até 1400 m em clima temperado a subtropical e tolera faixas médias de 20°C a 32°C no verão e -4°C a 8°C no inverno, com até quatro meses de estação seca (EMBRAPA, 1986). É bastante resistente às geadas de inverno, embora particularmente sensível às mesmas em fases precoces de desenvolvimento. *E. viminalis* (Myrtaceae) apresenta-se com sementes facilmente disponíveis e é procurado em larga escala para plantio por reflorestadores de pequeno, médio e grande porte.

*S. terebinthifolius* (Anacardiaceae) é uma planta perenifolia, heliófila e pioneira, comum tanto em várzeas de rios como em terrenos secos, principalmente em formações secundárias. Encontra-se dispersa desde áreas de formações pioneiras de influência marinha e fluvial até as florestas ombrófila mista e estacional semidecidual, com uma amplitude de altitudes relativamente grande em sua área de ocorrência. No Brasil é encontrada o Estado de Pernambuco até o Rio Grande do Sul. Apresenta copa arredondada com altura de 5 a 10 m e diâmetro de fuste de 30 a 60 cm, com tronco tortuoso e súber grosseiro e fissurado. Suas folhas são compostas imparipinadas com 3 a 10 pares de folíolos de 10 a 15 cm de comprimento e 1 a 3 cm de largura (LORENZI, 1998). Produz madeira moderadamente pesada, medianamente dura, de textura média e com grande resistência e durabilidade natural, utilizada em propriedades rurais para mourões, esteios e para fins energéticos. Por seu pequeno porte, é utilizável para arborização urbana, embora possa causar reações alérgicas a suas folhas (LORENZI, 1998). É uma espécie melífera e eficiente atratora de ornitofauna, sendo bastante recomendada em reflorestamentos heterogêneos para recomposição de áreas degradadas. Produz sementes com razoável percentual de

germinação (superior a 50%) em frutos vermelhos que são usualmente plantados diretamente e germinam 30 a 60 dias após o plantio (LORENZI, 1998). Desenvolvem-se em viveiro em quatro a seis meses após a germinação até o ponto de expedição (SPVS, 1996).

*M. scabrella* (Mimosaceae) é uma árvore semidecídua, heliófila e pioneira, de crescimento rápido, característica e exclusiva das formações de floresta ombrófila mista, em altitudes superiores a 700 m (REITZ *et al.*, 1979; CARPANEZZI e LAURENT, 1988), onde ocorre principalmente em formações secundárias. Ocorre no Brasil desde São Paulo até o Rio Grande do Sul. É uma árvore com 5 a 15 m de altura e fuste de 30 a 40 cm de diâmetro. Suas folhas compostas são bastante variáveis, com 4 a 14 pares de pinas opostas de 3 a 6 cm e folíolos em número de 15 a 30 pares por pina e 4 a 8 mm de comprimento. Produz madeira moderadamente pesada, dura ao corte e medianamente resistente, de baixa durabilidade quando exposta ao tempo (LORENZI, 1998). A madeira é bastante utilizada comercialmente para acabamentos internos e para compensados e caixotaria, em construção civil e para fins energéticos. As flores são melíferas. O ciclo comercial de *M. scabrella* desenvolve-se em seis a oito anos, em propriedades de até 50 ha e onde comumente não ultrapassa 20 ha de ocupação do espaço. Os terrenos de plantio são divididos em talhões de 2 a 4 ha, de forma a que se colha um talhão anualmente (CARPANEZZI e LAURENT, 1988; LOURENÇO *et al.*, 1996). Após escarificação por fervura em água quente, as sementes apresentam percentuais de germinação de até 90% e têm emergência entre 20 e 30 dias após a semeadura (LORENZI, 1998). Desenvolvem-se em viveiro num período de quatro meses após a germinação, quando estão aptas à expedição para campo (SPVS, 1996).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

Foram testadas neste experimento combinações de lodo de esgoto anaeróbio digerido alcalinizado e lodo de esgoto anaeróbio digerido co-compostado com resíduos verdes urbanos. As espécies florestais em teste foram *Eucalyptus viminalis* Lambill. (Myrtaceae), *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) e *Mimosa scabrella* Benth. (Mimosaceae).

Como área experimental foi disponibilizado canteiro no Viveiro de Mudanças Florestais do Centro Paraná Floresta, pertencente ao sistema de viveiros florestais estaduais do Instituto Ambiental do Paraná, IAP. O Centro Paraná Floresta está instalado no município de São José dos Pinhais, na Região Metropolitana de Curitiba, e produz mudas de espécies florestais nativas e, em menor proporção, mudas de espécies exóticas.

As sementes utilizadas foram fornecidas pelo IAP e provêm de matrizes rotineiramente utilizadas. As características básicas dos lotes específicos utilizados são as expostas na Tabela 13 a seguir.

**TABELA 13. CARACTERÍSTICAS BÁSICAS DAS SEMENTES UTILIZADAS.**

Espécie	Procedência	% Germinação	Peso
<i>Eucalyptus viminalis</i>	Concórdia/SC	-	40.000 mudas/kg
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Tunas do Paraná/PR	51%	46.000 sementes/kg
<i>Mimosa scabrella</i> var. <i>aspirocarpa</i>	Bocaiúva do Sul/PR	75%	54.000 sementes/kg

#### 3.1. Caracterização dos componentes, instalação e condução experimental

O lodo de esgotos anaeróbio alcalinizado é oriundo de um reator anaeróbio de leiteo fluidizado, RALF, do município de Piraquara, na Região Metropolitana de Curitiba

e havia sofrido alcalinização a 50% do peso seco, aproximadamente 24 meses antes de sua utilização experimental. Buscou-se não utilizar lodo de esgotos imediatamente após alcalinização, em virtude da severa elevação de pH a até 12,5 que o produto sofre. Após 24 meses do tratamento, o lodo de esgoto alcalinizado utilizado apresentou pH 8,8 em determinação por  $\text{CaCl}_2$ .

O lodo de esgotos anaeróbio compostado utilizado foi produzido em um RALF do município de Londrina, após compostagem em consórcio com resíduos verdes urbanos, conduzida por técnicos da Universidade Estadual de Londrina em sistema windrow. No sistema, leiras triangulares com cerca de dois a três metros de lado e comprimento usualmente de 10 a 30 metros são montadas a partir de camadas de lodo e resíduos verdes picados. Dispostas a céu aberto, as leiras são aeradas por revolvimento mecânico semanalmente até o final da fase termófila, à qual se segue a fase de maturação do produto. Todo o processo dura três a quatro meses.

No sentido de tornar os resultados experimentais prontamente aplicáveis à rotina operacional do viveiro, buscou-se formar as combinações de substratos para os seis tratamentos com um mínimo de alterações na forma de preparação dos substratos no viveiro. O substrato testemunha tem a composição rotineiramente utilizada pelo Centro Paraná Floresta, sendo formado por vermicomposto, substrato comercial *Plantimax* e adubo mineral de liberação progressiva, de denominação comercial *Osmocote* (NPK 19:6:10 acrescido de micronutrientes). Seguindo este padrão, os componentes a serem testados – lodo alcalinizado e composto de lodo – foram peneirados em peneira de malha de  $1 \text{ cm}^2$  e combinados nas proporções adequadas ao substrato comercial, e sofreram complementação com o adubo mineral de liberação progressiva, nas proporções gravimétricas de acordo com o padrão do viveiro.

Os produtos utilizados na formação dos substratos foram amostrados quando da instalação experimental e caracterizados em seus parâmetros físicos e químicos, conforme se descreve no item 3.2 deste trabalho. Não se realizaram análises parasitológicas nos produtos, posto que ambos sofreram processos de tratamento que atenderam às especificações de seguridade sanitária preconizadas pela normatização paranaense para reciclagem agrícola de lodos de esgotos.

As parcelas experimentais foram montadas segundo o padrão operacional do viveiro. A composição dos seis substratos testados para a formação dos tratamentos é apresentada na Tabela 14 a seguir.

**TABELA 14. TRATAMENTOS APLICADOS NO DELINEAMENTO EXPERIMENTAL EM PROPORÇÕES VOLUMÉTRICAS.**

<b>Tratamento</b>	<b>Composição do substrato (v/v)</b>
testemunha	62,5% de substrato comercial + 37,5% de vermicomposto + 3,125 g.kg <sup>-1</sup> de adubo mineral
15% lodo alcalinizado	85% de substrato comercial + 15% de lodo anaeróbico alcalinizado + 3,125 g.kg <sup>-1</sup> de adubo mineral
30% lodo alcalinizado	70% de substrato comercial + 30% de lodo anaeróbico alcalinizado + 3,125 g.kg <sup>-1</sup> de adubo mineral
30% lodo compostado	70% de substrato comercial + 30% de composto de lodo anaeróbico e resíduo verde + 3,125 g.kg <sup>-1</sup> de adubo mineral
60% lodo compostado	40% de substrato comercial + 60% de composto de lodo anaeróbico e resíduo verde + 3,125 g.kg <sup>-1</sup> de adubo mineral
100% lodo compostado	100% de composto de lodo anaeróbico e resíduo verde + 3,125 g.kg <sup>-1</sup> de adubo mineral

Foram utilizados tubetes de polipropileno quadrados com capacidade de 75 cm<sup>3</sup>, dispostos sobre bandejas de polipropileno suspensas cerca de 15 cm acima do nível do solo, com capacidade para 96 tubetes cada uma. Os seis substratos experimentais testados foram instalados em três repetições no viveiro, fazendo-se semeadura direta nos recipientes. O universo amostral está representado pelos números a seguir.

- 6 composições de substrato x 3 espécies: 18 tratamentos.
- 18 tratamentos x 3 repetições: 54 parcelas.
- 54 parcelas x 32 tubetes: 1728 tubetes.

Para a quantificação dos volumes de substrato para cada tratamento a testar, foi considerado o volume de 75 cm<sup>3</sup> por tubete e a demanda de tubetes para a instalação de cada substrato para as três espécies em teste – 288 tubetes. Chegou-se, assim, a um volume de 0,216 m<sup>3</sup> de substrato por tratamento para o preenchimento dos tubetes. Os volumes totais de lodo anaeróbio digerido alcalinizado e compostado utilizados, bem como de outros componentes dos substratos testados, são os ordenados na Tabela 15 a seguir.

**TABELA 15. VOLUMES DE COMPONENTES COMBINADOS PARA A FORMAÇÃO DOS SUBSTRATOS EXPERIMENTAIS.**

Tratamento	volume	vermicomposto	substrato comercial	lodo alcalinizado	lodo compostado
testemunha	%	37,5	62,5	-	-
	m <sup>3</sup>	0,081	0,135	-	-
15% lodo alcalinizado	%	-	85	15	-
	m <sup>3</sup>	-	0,1836	0,0324	-
30% lodo alcalinizado	%	-	70	30	-
	m <sup>3</sup>	-	0,1512	0,0648	-
30% lodo compostado	%	-	70	-	30
	m <sup>3</sup>	-	0,1512	-	0,0648
60% lodo compostado	%	-	40	-	60
	m <sup>3</sup>	-	0,0864	-	0,1296
100% lodo compostado	%	-	-	-	100
	m <sup>3</sup>	-	-	-	0,216
<b>TOTAIS</b>	m <sup>3</sup>	<b>0,081</b>	<b>0,7074</b>	<b>0,0972</b>	<b>0,4104</b>

As dosagens de adubação proporcional utilizadas para a montagem do experimento em cada tratamento foram calculadas com base na densidade e peso de

cada substrato testado. Os valores finais de adubação utilizados são esquematizadas na Tabela 16 a seguir.

**TABELA 16. DOSAGENS DE ADUBAÇÃO SUPLEMENTAR POR TRATAMENTO.**

<b>Tratamento</b>	<b>Volume total (ml)</b>	<b>Peso total (g)</b>	<b>Dose de adubação (g)</b>
testemunha	22400	11168,45	34,90
15% lodo alcalinizado	23000	11589,28	36,22
30% lodo alcalinizado	23000	11737,42	36,68
30% lodo compostado	23000	10565,90	33,02
60% lodo compostado	23000	9655,05	30,17
100% lodo compostado	23000	8585,18	26,83

Após a preparação dos substratos, dispostos separadamente em montículos sobre uma lona no viveiro, foram preenchidos os tubetes equivalentes ao número previsto para cada substrato, e semeadas as bandejas correspondentes a cada espécie. A definição de posição das parcelas nas bandejas foi feita por sorteio, segundo o qual os tubetes de cada parcela foram rearranjados nas bandejas. O arranjo definido pelo sorteio foi numerado e legendado e é apresentado na Figura 5.

Conforme determinação da Instrução Normativa do Instituto Ambiental do Paraná, IAP, pertinente à reciclagem de lodos de esgoto, todo contato direto com o produto e suas combinações durante a instalação experimental foi feito por pessoal adequadamente equipado com equipamentos de proteção individual, EPIs. (luvas e botas em borracha). O manuseio dos produtos foi realizado sobre lona plástica e com o auxílio de pá cortadeira e pás de jardinagem.

O período experimental em viveiro, incluindo germinação e crescimento das mudas, foi de oito meses. Tal longo período se deve às variações nos intervalos de germinação para cada espécie. A germinação e crescimento inicial foram conduzidos

em estufa, após o que as mudas passaram por uma fase de crescimento em área a céu aberto.

**FIGURA 5. ARRANJO EXPERIMENTAL DEFINIDO COM DISCRIMINAÇÃO DO CONTEÚDO E COMBINAÇÃO DAS PARCELAS.**

B CP100 2	B CP30 1	E CP30 3	E CP60 3	E CP30 2	A TE 2
49	50	51	52	53	54
E LC15 3	B CP30 2	E CP100 3	B CP30 3	A TE 3	E LC30 2
43	44	45	46	47	48
B LC30 2	B LC15 1	E CP100 2	A LC15 2	B LC30 1	A CP30 1
37	38	39	40	41	42
B CP100 1	E LC15 1	B TE 2	A LC30 2	A LC30 1	E LC30 3
31	32	33	34	35	36
E LC30 1	B LC15 3	E TE 3	E CP60 2	B CP60 1	A CP100 1
25	26	27	28	29	30
E TE 1	A TE 1	E LC15 2	E CP30 1	E TE 2	E CP60 1
19	20	21	22	23	24
B TE 1	A LC15 3	A CP60 2	A CP30 3	B TE 3	A CP60 1
13	14	15	16	17	18
B CP60 3	E CP100 1	B LC15 2	A CP60 3	A CP30 2	A LC15 1
7	8	9	10	11	12
A LC30 3	B CP100 3	A CP100 2	B LC30 2	A CP100 3	B CP60 2
1	2	3	4	5	6

**Legenda** espécies: **A:** *S. terebinthifolius*, **B:** *M. scabrella*, **E:** *E. viminalis*  
**exemplificativa:** tratamentos: **TE:** testemunha, **LC15:** 15% lodo alcalinizado, **LC30:** 30% lodo alcalinizado, **CP30:** 30% lodo compostado, **CP60:** 60% lodo compostado, **CP100:** 100% lodo compostado  
**A LC30 3:** *S. terebinthifolius*, tratamento a 30% de lodo alcalinizado, Repetição 3  
**B TE 2:** *M. scabrella*, tratamento testemunha, Repetição 2  
**E CP100 1:** *E. viminalis*, tratamento a 100% de lodo compostado, Repetição 1  
**1 a 54:** número correspondente a cada parcela no arranjo experimental

Duas irrigações diárias foram aplicadas às mudas durante o período. Na fase de estufa, as mudas foram inspecionadas a cada três dias, para registro individual de emergência e para o diagnóstico visual de eventuais desequilíbrios nutricionais, pragas ou doenças. Esta inspeção passou a ser semanal nas fases subsequentes.



Ao longo do período de desenvolvimento experimental e sendo  $D_0$  o dia zero representado pela data de instalação experimental, foram registradas medidas individuais de altura e diâmetro de colo de todas as mudas aos 106 dias de experimento ( $D_{106}$ ), aos 149 dias ( $D_{149}$ ) e aos 187 dias de experimento ( $D_{187}$ ). Estas mensurações foram tomadas com paquímetro digital, processadas como parâmetros isolados e também em termos de relação altura/diâmetro de colo. Ao final do período experimental, foi amostrado material para avaliações laboratoriais de qualidade das mudas produzidas. Para tanto, aos 197 dias de experimento ( $D_{197}$ ) foram tomadas ao acaso seis mudas de cada parcela para as determinações.

As determinações envolveram parâmetros biométricos e de estado nutricional. Para os parâmetros biométricos, além de medições finais de altura e diâmetro de colo, foi determinada a biomassa seca e fresca de raízes e parte aérea das seis mudas. As determinações de biomassa e de parâmetros nutricionais envolveram as análises descritas a seguir.

### **3.2. Análises laboratoriais e estatísticas**

Logo após a instalação experimental, os componentes de substratos foram analisados segundo a metodologia adotada pelo Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Setor de Ciências Agrárias da UFPR, baseada em EMBRAPA (1997). As determinações de umidade e densidade de componentes do substrato para a adequação de dosagens de adubação nos substratos foram feitas no Laboratório de Sementes do Departamento de Ciências Florestais da UFPR. As determinações de N nas raízes das três espécies florestais e de N, P, K, Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Zn e Cu na parte aérea das mudas de *S. terebinthifolius* foram realizadas nos Laboratórios de

Nutrição Mineral de Plantas e de Biologia do Solo, no Departamento de Solos da UFPR, segundo a metodologia descrita por HILDEBRAND (1977). A Tabela 17 aponta os métodos analíticos para os parâmetros em teste.

**TABELA 17. MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS PARA AS DETERMINAÇÕES EM SUBSTRATOS E TECIDOS VEGETAIS.**

Material	Parâmetro	Método	Referência
Componentes do substrato	pH	CaCl <sub>2</sub> 0,01 M	EMBRAPA, 1997
	Al trocável (Al <sup>+3</sup> )	Extração KCl e titulação em NaOH	EMBRAPA, 1997
	Acidez total (H+Al <sup>+3</sup> )	Potenciometria com solução tampão SMP	EMBRAPA, 1997
	Ca <sup>+2</sup> +Mg <sup>+2</sup> trocáveis	Extração KCl 1 N + EAA + Na (NO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub>	EMBRAPA, 1997
	K <sup>+</sup>	Mehlich I e determinação em fotometria de chama	EMBRAPA, 1997
	P solúvel	Mehlich I	EMBRAPA, 1997
	C orgânico	Oxidação úmida Walkey-Black / colorimetria	EMBRAPA, 1997
	N	Kjeldahl	EMBRAPA, 1997
Tecidos vegetais	Fe, Mn, Cu e Zn	Extração HCl 0,1 N	EMBRAPA, 1997
	P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu e Al	Digestão HCl 3 N e espectrofotometria de absorção atômica	HILDEBRAND, 1977
	N	Kjeldahl	HILDEBRAND, 1977

As mudas tomadas ao acaso das parcelas originais do Centro Paraná Floresta foram transportadas ao viveiro florestal do Departamento de Ciências Florestais da UFPR, para mensurações finais e processamento. Dado o intervalo de tempo de dez dias entre a última mensuração de altura e diâmetro de colo no Centro Paraná Floresta, optou-se por tomar novamente estas medidas com paquímetro digital. Logo após, as mudas foram desembaladas dos tubetes, lavadas em água até retirada total substrato e cortadas à altura de 1 cm acima do colo para a separação da parte aérea e de raízes.

Em seguida, foram determinados para cada muda a biomassa fresca e seca total, da parte aérea e das raízes. Para as mensurações de biomassa fresca e seca em

laboratório, as partes foram pesadas em balança analítica com precisão de quatro dígitos e secas em estufa a 70°C por 48 horas ou até peso constante, após o quê foi feita nova pesagem. O procedimento foi realizado no Laboratório de Sementes do Departamento de Ciências Florestais da UFPR. Após as mensurações biométricas, as seis mudas individuais de cada parcela foram reunidas para a formação de amostras compostas, tendo em vista o processamento e as determinações químicas a serem realizadas.

Junto ao Departamento de Solos da UFPR, foram conduzidos inicialmente testes para verificação do equipamento de moagem mais adequado ao material. Esta preocupação adveio do pequeno volume de algumas amostras e a dureza relativa dos materiais que as compunham, que inviabilizaram a obtenção de amostras homogêneas com moinhos de facas de grande e médio porte, bem como o uso de moinhos de pequeno porte com cuba e partes internas fabricados em ligas de ferro, que poderiam contaminar quimicamente as amostras. Foi definido como mais adequado um moedor de facas de alta rotação, para grãos de café, com cuba e partes internas em aço inoxidável e plástico duro.

A verificação do estado nutricional final das mudas produzidas foi feita através da determinação de teores de macronutrientes e micronutrientes na parte aérea de *S. terebinthifolius* e da verificação de teores de N nas raízes das três espécies florestais testadas.

No que concerne ao processamento estatístico dos dados produzidos, o delineamento experimental foi inteiramente casualizado em esquema fatorial 6 x 3. Foram avaliados os resultados médios de emergência, altura e diâmetro de colo ao longo do crescimento das mudas no Centro Paraná Floresta, bem como as inferências médias finais de altura, diâmetro de colo, biomassa seca da parte aérea e das raízes,

tomados no Departamento de Ciências Florestais da UFPR, e as determinações para o estado nutricional (parte aérea e N em raízes de *S. terebinthifolius* e N em raízes de *M. scabrella* e *E. viminalis*).

A análise estatística aplicada envolveu testes de homogeneidade de variâncias de Bartlett, análises de variância e comparação de médias experimentais através de testes de Tukey a níveis de significância de 5% e 1%. Para alguns parâmetros foram geradas ainda matrizes de correlação e linhas de tendência. As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do programa computacional MSTAT 2.0, elaborado pela Universidade de Michigan.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Caracterização dos componentes do substrato

Os resultados das determinações de parâmetros físicos e químicos dos componentes dos substratos testados são os expostos na Tabela 18.

**TABELA 18. RESULTADOS ANALÍTICOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS COMPONENTES DOS SUBSTRATOS.**

Característica	Unidade	lodo		substrato	vermicomposto
		compostado	alcalinizado	comercial	
pH	CaCl <sub>2</sub>	5,00	8,80	4,60	5,40
Al <sup>+2</sup>	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	0,00	0,00	0,70	0,00
acidez potencial	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	5,00	1,10	6,50	2,50
Ca <sup>+2</sup> +Mg <sup>+2</sup>	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	41,60	20,20	40,60	28,40
K <sup>+</sup>	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	2,70	0,08	0,80	530,00
Ca <sup>+2</sup>	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	37,60	0,50	26,80	16,30
CTC em pH 7,0	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	49,30	21,38	47,90	560,90
P	mg/dm <sup>3</sup>	140,00	63,00	286,00	124,00
C	g/dm <sup>3</sup>	55,80	23,40	107,80	107,80
Saturação de Al <sup>+3</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	0,00	0,00	1,66	0,00
Saturação de bases	g.kg <sup>-1</sup>	89,86	94,86	86,43	99,55
N	g.kg <sup>-1</sup>	30,62	9,64	7,37	10,77
Fe	mg.kg <sup>-1</sup>	40,00	nd	20,00	2,00
Mn	mg.kg <sup>-1</sup>	124,00	0,40	22,80	35,20
Cu	mg.kg <sup>-1</sup>	2,20	0,80	0,80	0,40
Zn	mg.kg <sup>-1</sup>	376,00	0,04	16,80	11,20
Umidade %	0,33 Mpa	6,23	4,67	8,22	6,33
	5,0 Mpa	5,93	3,71	6,55	5,82
	15,0 Mpa	5,12	3,37	5,00	5,32
Densidade de partículas	g/cm <sup>3</sup>	1,90	2,40	2,00	2,00
Areia fina	%	2,00	18,00	2,00	2,00
Areia grossa	%	4,00	22,00	2,00	8,00
Areia	%	6,00	40,00	4,00	10,00
Silte	%	78,00	48,00	84,00	80,00
Argila	%	16,00	12,00	12,00	10,00

Os parâmetros físicos e químicos determinados para os componentes dos substratos foram pH em  $\text{CaCl}_2$ , acidez potencial,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ , Al trocável,  $\text{K}^+$ , P solúvel, C, N Kjeldahl, CTC, saturação de  $\text{Al}^{+3}$ , saturação de bases, densidade de partículas e umidade, Fe, Mn, Cu e Zn.

O pH dos componentes substrato comercial, lodo compostado e vermicomposto se mostrou moderadamente ácido e dentro dos limites mínimos de recomendações de autores para pH de substratos de viveiros florestais. CARNEIRO (1995) recomenda pH 4,5 para algumas coníferas e pH 5,0 para angiospermas, como se pode constatar na Tabela 10. O pH do lodo alcalinizado, por sua vez, apresentou-se básico (pH 8,8) e provavelmente tenha influenciado alguns parâmetros nutricionais de forma decisiva. Os números relativamente baixos constatados para acidez potencial, CTC, alguns macronutrientes e micronutrientes do lodo alcalinizado estão associados a seu alto pH. Cabe destacar, no entanto, que a CTC é superior àquela referenciada por CARNEIRO (1995) para substratos para produção de mudas de *Eucalyptus* e *Pinus*, como expõe a Tabela 11. Nenhum dos componentes apresentou saturação de  $\text{Al}^{+3}$ .

TELES (1999) lembra que a elevação do pH favorece a mineralização e a nitrificação, aumentando a liberação de  $\text{CO}_2$  e a consequente percolação de Ca sob as formas  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$  e  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ . Em termos quantitativos a adsorção de  $\text{NO}_3^-$  é bem mais efetiva na lixiviação de Ca. Estas considerações podem justificar o baixo teor de Ca no lodo alcalinizado.

De forma geral, os resultados comparativos entre os teores de micronutrientes do lodo alcalinizado e do lodo compostado corroboram as relações encontradas por TELES (1999) para lodos de lagoas anaeróbias frescos, relativamente a lodos alcalinizados. Os maiores teores de nutrientes constatados para o lodo compostado advêm de sua capacidade de reter estes elementos em sua fração orgânica. As

diferenças foram maximizadas pelo longo período de estocagem após a alcalinização, em que provavelmente tenha se procedido intensa perda de disponibilidade de nutrientes do lodo alcalinizado.

O teor de N do lodo alcalinizado mostrou-se dentro do esperado, posto que o teor médio de N de lodos anaeróbios frescos de RALFs situa-se em  $3,26 \text{ g.kg}^{-1}$ , como expõe a Tabela 4, e considerando que a alcalinização ocasiona grande perda de N como  $\text{NH}_3$ . O teor de N no lodo compostado é alto – durante a compostagem podem ter sido utilizados resíduos verdes com alto teor de N, aumentando assim seu teor final – deve-se destacar, no entanto, que tradicionalmente a contribuição dos resíduos verdes à formação dos produtos orgânicos de cadeia longa, típica da compostagem, é principalmente carbonácea. Os teores de P e K nos lodos encontram-se dentro dos níveis esperados.

O teor de Fe do lodo compostado equipara-se ao de alguns solos de horizonte B utilizados como substratos por TELES (1999). O teor de Fe abaixo dos níveis de detecção em lodo alcalinizado pode advir do longo tempo de estocagem do produto após alcalinização (24 meses após a alcalinização até  $\text{pH} > 12,0$ ), que pode ter causado precipitação ou complexação de Fe. Elementos que lhe são antagonistas clássicos, como Cu e Mn, foram também encontrados em baixas concentrações no lodo alcalinizado utilizado. Usualmente o teor de Fe em lodos é baixo, e a alcalinização dificulta ainda mais sua disponibilização.

Embora relativamente alta no lodo compostado, a concentração de Mn encontra-se compatível com aquelas constatadas por TELES (1999). Os teores de Zn e Cu se apresentam abaixo dos limites da Instrução Normativa paranaense para reciclagem agrícola de lodos de esgoto. A concentração de Zn encontra-se bastante alta em relação aos padrões referenciais internacionais apontados nas Tabela 6, bem como em

relação aos teores apresentados por lodos no Paraná, como coloca a Tabela 7. Observa-se naquela Tabela, entretanto, a grande variação de concentração em lodos que caracteriza o micronutriente. Já a concentração de Cu é baixa em relação aos teores usualmente encontrados em lodos anaeróbios de RALFs e colocados na Tabela 7, assim como o teor de Cu.

Destaca-se para Zn e Cu no lodo alcalinizado o baixo teor de todos os micronutrientes determinados. Entretanto, não se pode desconsiderar a possibilidade de que os micronutrientes estejam complexados, em formas não disponíveis, e por conseguinte não extratíveis, tendo-se em conta que os métodos de análise de solos se baseiam em extração parcial.

#### **4.2. Percentuais de emergência e sobrevivência**

A partir de um universo inicial de 32 tubetes implantados em cada parcela e 96 tubetes por tratamento, foram determinados os valores médios brutos e percentuais finais de emergência de plântulas para cada substrato testado, em cada espécie.

Para efeito deste experimento, a germinação foi caracterizada pela emergência da alça cotiledonar até acima do substrato. A emergência se estendeu até os 45 dias de experimento. Os números de emergência e sobrevivência das espécies testadas em cada substrato são os expostos nas Tabelas 19 (para *S. terebinthifolius*), 20 (para *M. scabrella*) e 21 (para *E. viminalis*).



**TABELA 19. NÚMEROS BRUTOS E PERCENTUAIS DE EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA EM *S. terebinthifolius*.**

Tratamento	45 dias		106 dias		145 dias		187 dias	
	mudas germinadas	% de germinação <sup>ns</sup>	mudas vivas	% sobre mudas germinadas <sup>ns</sup>	mudas vivas	% sobre mudas germinadas <sup>ns</sup>	mudas vivas	% sobre mudas germinadas <sup>ns</sup>
15% lodo alcalinizado	31,33	97,92	31,33	100,00	31,33	100,00	31,33	100,00
30% lodo alcalinizado	30,67	95,83	30,67	100,00	30,33	98,92	29,67	96,63
30% lodo compostado	26,00	81,25	26,00	100,00	26,00	100,00	25,67	98,89
60% lodo compostado	26,67	83,33	26,67	100,00	26,67	100,00	26,33	98,92
100% lodo compostado	29,00	90,63	29,00	100,00	28,67	98,92	28,33	97,73
testemunha	27,00	84,38	25,33	93,83	25,33	93,83	25,00	92,59

*As letras ao lado dos valores indicam as classes reunidas em teste de comparação de médias.*

<sup>ns</sup> Parâmetro sem diferenças significativas dentre os tratamentos ( $\alpha = 0,05$ ).

\*\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.01$ )

**TABELA 20. NÚMEROS BRUTOS E PERCENTUAIS DE EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA EM *M. scabrella*.**

Tratamento	45 dias		106 dias		145 dias		187 dias	
	mudas germinadas	% de germinação <sup>ns</sup>	mudas vivas	% sobre mudas germinadas**	mudas vivas	% sobre mudas germinadas**	mudas vivas	% sobre mudas germinadas**
15% lodo alcalinizado	27,00	84,38	24,00	89,14ab	22,67	84,10a	22,00	81,71a
30% lodo alcalinizado	26,67	83,33	19,33	72,42b	11,33	43,06b	9,00	34,33b
30% lodo compostado	27,33	85,42	25,00	91,49ab	25,00	91,49a	24,33	89,02a
60% lodo compostado	24,33	76,04	24,33	100,00a	23,67	97,33a	23,67	97,33a
100% lodo compostado	29,00	90,63	28,67	98,77a	28,67	98,77a	28,67	98,77a
testemunha	25,67	80,21	22,00	86,03ab	21,33	83,57a	20,67	81,14a

As letras ao lado dos valores indicam as classes reunidas em teste de comparação de médias.

<sup>ns</sup> Parâmetro sem diferenças significativas dentre os tratamentos ( $\alpha = 0,05$ ).

\*\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.01$ )

**TABELA 21. NÚMEROS BRUTOS E PERCENTUAIS DE EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA EM *E. viminalis*.**

Tratamento	45 dias		106 dias		145 dias		187 dias	
	mudas germinadas	% de germinação <sup>ns</sup>	mudas vivas	% sobre mudas germinadas <sup>ns</sup>	mudas vivas	% sobre mudas germinadas <sup>ns</sup>	mudas vivas	% sobre mudas germinadas <sup>ns</sup>
15% lodo alcalinizado	31,67	98,96	30,00	94,72	28,33	89,52	27,67	87,40
30% lodo alcalinizado	31,67	98,96	31,33	98,96	28,00	88,31	28,00	88,31
30% lodo compostado	30,00	93,75	29,67	98,77	29,67	98,77	29,67	98,77
60% lodo compostado	29,33	91,67	29,33	100,00	29,33	100,00	29,33	100,00
100% lodo compostado	28,00	87,50	28,00	100,00	27,67	98,77	27,67	98,77
testemunha	29,33	91,67	27,67	94,37	27,67	94,37	27,67	94,37

As letras ao lado dos valores indicam as classes reunidas em teste de comparação de médias.

<sup>ns</sup> Parâmetro sem diferenças significativas dentre os tratamentos ( $\alpha = 0,05$ ).

\*\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.01$ )

Não houve diferença estatisticamente significativa entre os percentuais de emergência apresentados pelos tratamentos após 45 dias. Esta condição é compatível com a relativa independência das sementes em relação à condição nutricional do substrato durante a fase germinativa.

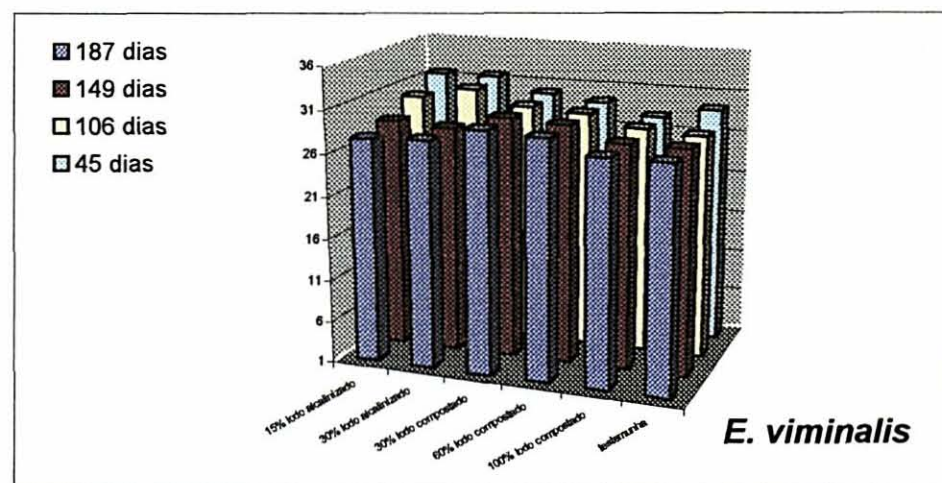
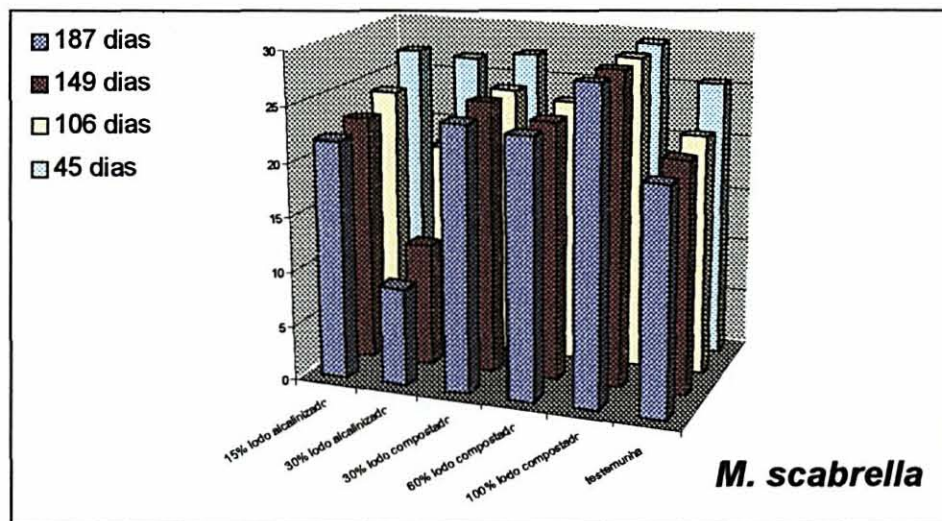
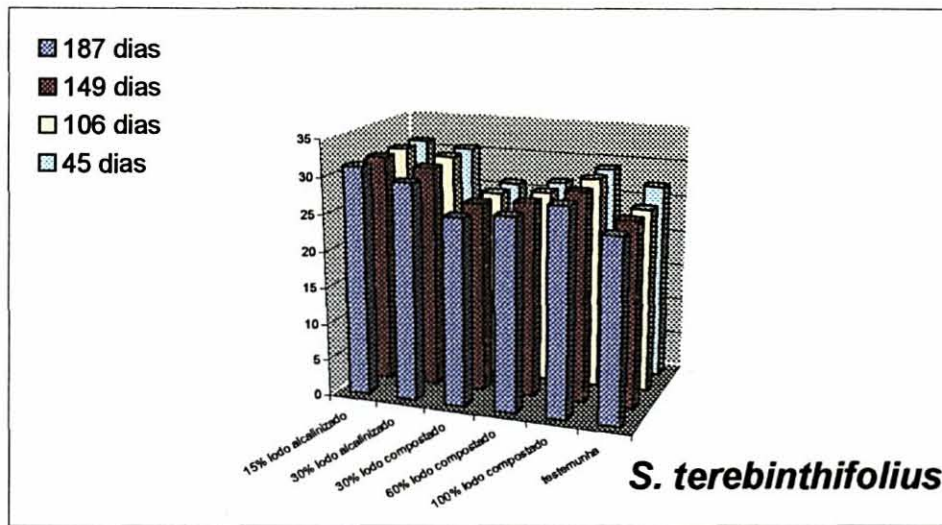
Os fatores que podem influenciar a germinação são eminentemente físicos e estão ligados ao suprimento de água, à temperatura e à luminosidade – donde, mais que os teores de nutrientes, a matéria orgânica e a granulometria do substrato são importantes nesta fase. Neste aspecto os substratos não se mostraram suficientemente distintos para influenciar o percentual de emergência – e o ambiente controlado dos viveiros pode ter mascarado o efeito destes parâmetros.

Os percentuais médios de emergência das sementes para cada espécie foram de 88,89% para *S. terebinthifolius*, 83,33% para *M. scabrella* e 93,75% para *E. viminalis*. Considerando-se serem *S. terebinthifolius* e *M. scabrella* espécies nativas, sem seleção genética de sementes, os índices de germinação podem ser considerados adequados para as três espécies.

No que se refere à sobrevivência das mudas em relação ao total de emergências constatadas, apenas em *M. scabrella* houve diferença percentual significativa. Esta diferença decorre dos altos índices de mortalidade que atingiram as mudas da espécie nas mensurações aos 106, 149 e 187 dias de experimento, nos tratamentos com lodos alcalinizados.

Embora diferenças estatisticamente significativas tenham ocorrido apenas para *M. scabrella*, esta tendência se manifesta em números brutos também para *E. viminalis*. A Figura 6 ilustra os percentuais de emergência e sobrevivência das três espécies florestais testadas.

**FIGURA 6. EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA AOS 106, 149 E 187 DIAS DAS MUDAS DE *S. terebinthifolius*, *M. scabrella* E *E. viminalis*.**



A alta mortalidade de mudas em tratamentos com lodos alcalinizados é provável consequência da complexação ou precipitação intensa de nutrientes determinada pelo alto pH, tornando o substrato pobre em nutrientes e dificultando sua absorção pelas mudas.

Este resultado também pode ter sido consequência de problemas de condutividade elétrica do substrato. A presença de lodo alcalinado pode ter estimulado a concentração de íons  $\text{OH}^-$  e  $\text{Na}^+$  nos substratos compostos com o produto. Mais ainda, o padrão gravimétrico de dosagem para suplementação mineral dos substratos determinou maiores doses volumétricas de adubação mineral nos tratamentos com lodo alcalinado, tendo em vista a alta densidade do produto. Desta forma, o problema de condutividade elétrica pode ter se agravado, causando a salinização dos substratos.

Cabe destacar que altos índices de mortalidade também se observaram para as três espécies no tratamento testemunha. Isto pode indicar que a qualidade do substrato padrão do viveiro tampouco seja adequada. Embora muito esparsas para espécies nativas, informações documentais sobre exigências nutricionais específicas a cada espécie devem ser observadas.

Os dados sugerem que um gradiente de resistência às condições de pH e de eficiência nutricional seria, dentre as espécies testadas, na seguinte ordem: *S. terebinthifolius* > *E. viminalis* > *M. scabrella*. A eficiência nutricional demonstrada por *S. terebinthifolius* é compatível com sua adaptabilidade ecológica a diversos ambientes – a espécie ocorre em ecossistemas tão diversos quanto savanas, onde a disponibilidade de nutrientes é um fator limitante clássico, e matas ciliares, em que são comuns limitações advindas da grande umidade do solo.

### **4.3. Evolução dos parâmetros biométricos**

As médias das mensurações individuais de altura e diâmetro de colo, bem como as relações altura/diâmetro de colo das mudas durante seu crescimento no Centro Paraná Floresta, tomadas aos 106, 149 e 187 dias do período experimental, são as registradas nas Tabelas 22, 23 e 24.

**TABELA 22. MÉDIAS DE ALTURA E DIÂMETRO DE COLO E RELAÇÃO ALTURA / DIÂMETRO DE COLO NAS MEDIÇÕES INDIVIDUAIS DO CENTRO PARANÁ FLORESTA PARA *S. terebinthifolius*.**

Tratamento	106 dias (médias em mm)			145 dias (médias em mm)			187 dias (médias em mm)		
	altura**	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo**	altura**	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo**	altura**	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo <sup>ns</sup>
15% lodo alcalinizado	91,96b	1,42bc	64,75a	160,34a	2,59a	62,39ab	194,98a	3,60a	54,65
30% lodo alcalinizado	54,33c	1,16c	46,62b	87,37b	1,76b	49,63b	126,42b	2,62b	49,99
30% lodo compostado	116,20ab	1,78a	65,51a	185,29a	2,87a	64,95a	211,55a	3,99a	53,35
60% lodo compostado	122,20a	1,82a	66,88a	188,92a	2,82a	67,06a	225,82a	3,78a	60,33
100% lodo compostado	110,33ab	1,69ab	65,73a	168,92a	2,67a	63,48a	199,47a	3,48a	57,76
testemunha	95,65ab	1,52ab	63,44a	163,48a	2,67a	61,89ab	195,89a	3,60a	55,43

As letras ao lado dos valores indicam as classes reunidas em teste de comparação de médias.

<sup>ns</sup> Parâmetro sem diferenças significativas dentre os tratamentos ( $\alpha = 0,05$ ).

\*\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.01$ )



**TABELA 23. MÉDIAS DE ALTURA E DIÂMETRO DE COLO E RELAÇÃO ALTURA / DIÂMETRO DE COLO NAS MEDIÇÕES INDIVIDUAIS DO CENTRO PARANÁ FLORESTA PARA *M. scabrella*.**

Tratamento	106 dias (médias em mm)			145 dias (médias em mm)			187 dias (médias em mm)		
	altura**	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo**	altura**	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo**	altura**	diâmetro de colo <sup>ns</sup>	relação altura / diâmetro de colo**
15% lodo alcalinizado	64,93cd	1,12c	57,11c	104,32c	1,42c	72,39b	126,61b	1,56	80,01b
30% lodo alcalinizado	31,78d	0,77d	41,06c	42,82d	0,82d	51,43c	49,41c	1,88	46,90c
30% lodo compostado	155,68a	1,58a	97,58a	196,35a	1,91a	102,53a	212,98a	1,98	107,38a
60% lodo compostado	119,02ab	1,46ab	81,66ab	164,48ab	1,75ab	93,89a	188,62a	1,83	102,94a
100% lodo compostado	109,15bc	1,30bc	83,04ab	161,06b	1,58bc	102,09a	191,35a	1,74	110,03a
testemunha	82,91bc	1,30bc	62,49bc	111,93c	1,56bc	70,63b	124,82b	1,55	79,25b

As letras ao lado dos valores indicam as classes reunidas em teste de comparação de médias.

<sup>ns</sup> Parâmetro sem diferenças significativas dentre os tratamentos ( $\alpha = 0,05$ ).

\*\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.01$ )

**TABELA 24. MÉDIAS DE ALTURA E DIÂMETRO DE COLO E RELAÇÃO ALTURA / DIÂMETRO DE COLO NAS MEDIÇÕES INDIVIDUAIS DO CENTRO PARANÁ FLORESTA PARA *E. viminalis*.**

Tratamento	106 dias (médias em mm)			145 dias (médias em mm)			187 dias (médias em mm)		
	altura**	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo*	altura**	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo**	altura**	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo*
15% lodo alcalinizado	153,23bc	1,18bc	128,96ab	235,09bc	1,74bc	134,99ab	277,91bc	2,17ab	128,43ab
30% lodo alcalinizado	117,63c	0,96c	121,31b	198,95c	1,51c	132,26b	244,62c	1,93b	127,81b
30% lodo compostado	224,07a	1,51a	148,57a	296,70a	2,03ab	146,83a	330,64a	2,46a	135,07ab
60% lodo compostado	233,73a	1,56a	150,25a	314,56a	2,14a	147,56a	353,02a	2,60a	136,40ab
100% lodo compostado	188,00ab	1,39ab	135,45ab	269,84ab	1,88ab	144,52ab	316,64ab	2,28ab	139,58a
testemunha	184,20ab	1,37ab	134,61ab	261,69ab	1,91ab	137,80ab	301,61abc	2,27ab	133,22ab

As letras ao lado dos valores indicam as classes reunidas em teste de comparação de médias.

<sup>ns</sup> Parâmetro sem diferenças significativas dentre os tratamentos ( $\alpha = 0,05$ ).

\*\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.01$ )

De acordo com a análise estatística das medições de parâmetros biométricos feitas aos 106, 149 e 187 dias em *S. terebinthifolius*, diferenças significativas ocorreram entre os tratamentos em todos os parâmetros testados – altura, diâmetro de colo e relação altura/diâmetro de colo – durante todo o crescimento. Na medição aos 106 dias, os melhores resultados para *S. terebinthifolius* foram apresentados pelos tratamentos com 60% e 30% de lodo compostado no substrato. Ao longo das mensurações ulteriores os resultados se aproximaram. Aos 149 dias as classes de médias para os tratamentos com lodo compostado se equipararam.

Nas medições feitas aos 187 dias, todos os tratamentos, à exceção daquele com 30% de lodo alcalinizado, foram estatisticamente reunidos em uma única classe de médias, de forma a desaparecer a diferenciação estatística na relação altura/diâmetro de colo. Esta tendência é concordante com os resultados apresentados pelos parâmetros de sobrevivência das mudas de *S. terebinthifolius*, que sugerem que a espécie teria maior resistência às condições de pH alcalino e maior eficiência nutricional. Em todas as épocas o tratamento com 30% de lodo alcalinizado se manteve em classe estatística isolada para os parâmetros significativamente diferentes. *S. terebinthifolius* apresentou melhores resultados brutos de crescimento nos tratamentos com 60% e 30% de lodo compostado, enquanto o substrato que produziu piores resultados foi aquele com 30% de lodo alcalinizado.

A análise estatística das mensurações em *M. scabrella* aos 106, 149 e 187 dias de período experimental apontou diferenças significativas entre os tratamentos em todos os parâmetros, à exceção de diâmetro de colo aos 187 dias. As classes de médias de altura e diâmetro de colo aos 106 e 149 dias de período experimental apontam o efeito expressivo dos tratamentos com 30% de lodo compostado e com 30% de lodo alcalinizado sobre o crescimento das mudas, ambos em classes de médias

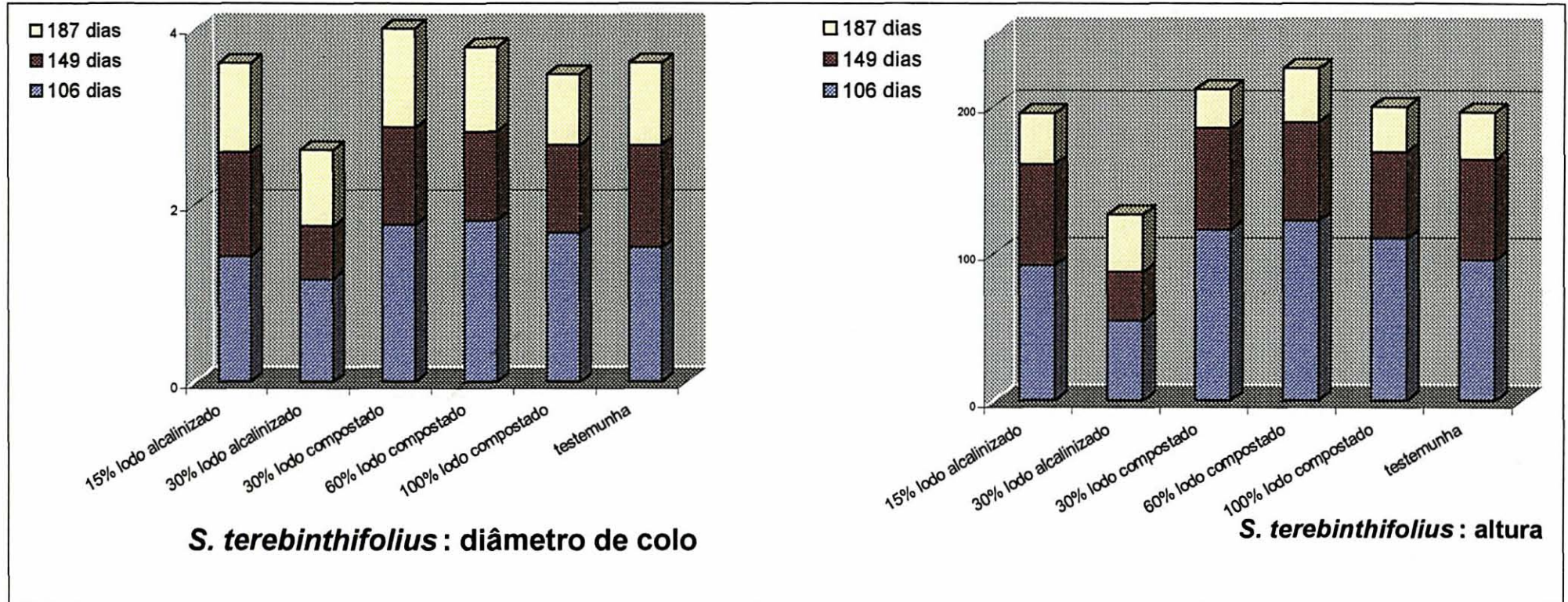
específicas com melhores e piores resultados, respectivamente. Seguindo a tendência apontada pela relação altura/diâmetro de colo na medição feita aos 149 dias de experimento, aos 187 dias os tratamentos com lodo compostado se equipararam para o parâmetro altura.

Em termos de dados brutos, todas as mensurações em todos os parâmetros apontam o substrato com 30% de lodo compostado como aquele de melhores resultados em médias biométricas, e o substrato com 30% de lodo alcalinizado como o pior tratamento para *M. scabrella*. Destacam-se também os resultados inferiores alcançados pelo tratamento testemunha, indicando novamente a possível conveniência de uma adequação do substrato padrão utilizado pelo viveiro.

Para *E. viminalis* a análise estatística dos parâmetros biométricos mensurados aos 106, 149 e 187 dias de período experimental apontou diferenças significativas entre os tratamentos para os parâmetros altura, diâmetro de colo e relação altura/diâmetro de colo, durante todo o crescimento. Não se observou em *E. viminalis* a tendência à equiparação de médias dos tratamentos com lodo compostado ao longo do crescimento, como com as outras espécies testadas. Os resultados dos substratos com 60% e 30% de lodo compostado mantiveram-se em classes de médias isoladas para a maioria dos parâmetros durante as três medições realizadas ao longo do período experimental, apresentando melhor crescimento. Em todas as épocas e para todos os parâmetros, o tratamento com 30% de lodo alcalinizado se manteve em uma classe de médias estatisticamente isolada, como reflexo de seus piores resultados.

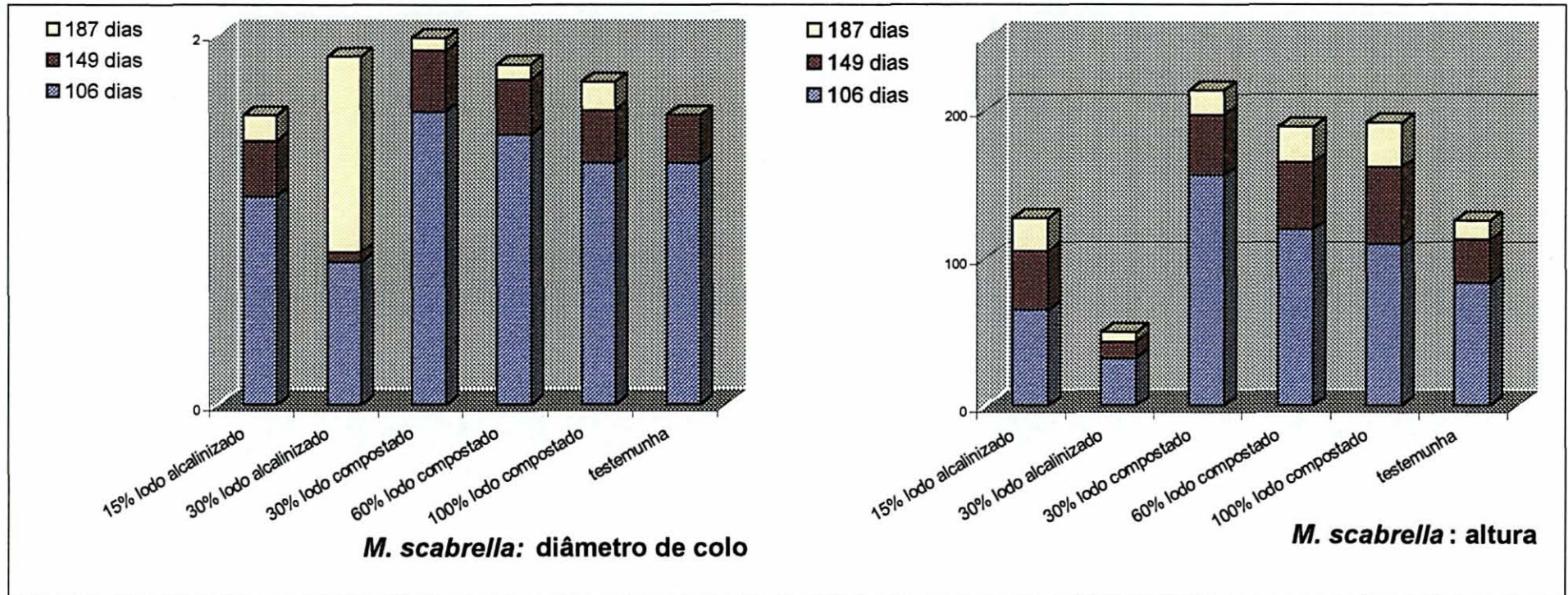
A evolução dos parâmetros biométricos nas medições aos 106, 149 e 187 dias é representada graficamente nas Figuras 7, 8 e 9.

FIGURA 7. EVOLUÇÃO DOS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS AOS 106, 149 E 187 DIAS PARA AS MUDAS DE *S. terebinthifolius*.



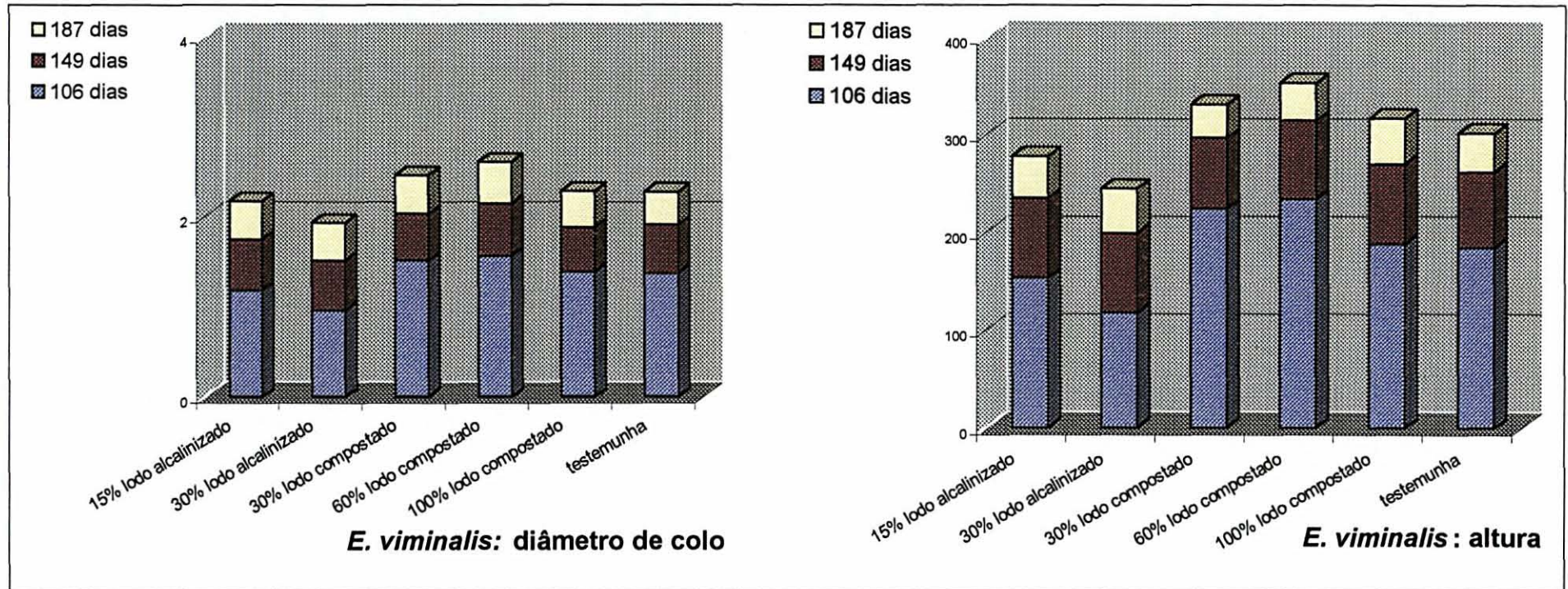


**FIGURA 8. EVOLUÇÃO DOS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS AOS 106, 149 E 187 DIAS PARA AS MUDAS DE *M. scabrella*.**





**FIGURA 9. EVOLUÇÃO DOS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS AOS 106, 149 E 187 DIAS PARA AS MUDAS DE *E. viminalis*.**



Os gráficos que representam a evolução dos parâmetros biométricos em *S. terebinthifolius* demonstram que, apesar da equiparação das classes de médias dos resultados de tratamentos com lodo compostado aos 187 dias, os resultados brutos de diâmetro de colo e altura se mostram melhores desde o início do período experimental, apontando sempre para estes parâmetros os tratamentos com 30% e 60% de lodo compostado, respectivamente. Aclaram também o fraco desempenho do tratamento com 30% de lodo alcalinizado desde o início do período experimental, bem como a similaridade dos resultados dos tratamentos testemunha e com 15% de lodo alcalinizado.

Para *M. scabrella* os gráficos correspondentes apontam como as diferenciações de crescimento dos tratamentos com 30% de lodo alcalinizado se manifestaram já no início do período experimental, apontando a indisponibilidade de nutrientes e a inadequação da estratégia de suplementação mineral na mitigação do problema. A tendência à equiparação de classes de médias entre os tratamentos com lodo compostado se manifesta com clareza nas representações gráficas. Em *E. viminalis* os gráficos destacam a diferenciação do desempenho entre os tratamentos já no período inicial de crescimento, bem como a manutenção das diferenças de crescimento durante todo o período experimental.

O Apêndice 1 apresenta os dados das análises de variância de emergência e sobrevivência das mudas e das medições de parâmetros biométricos para as três medições realizadas ao longo do crescimento das mudas, aos 106, 149 e 187 dias de período experimental.

Para as seis mudas de cada parcela recolhidas ao final do experimento, aos 197 dias após o início do período experimental, foram feitas medições finais dos parâmetros de altura e diâmetro de colo e tomada a relação altura/diâmetro de colo. As medidas de



biomassa seca da parte aérea e de biomassa seca das raízes servem à apreciação do nível de crescimento com base na biomassa em cada tratamento. Os resultados médios destas medições por tratamento são os constantes na Tabela 25.

**TABELA 25. MÉDIAS FINAIS DE ALTURA, DIÂMETRO DE COLO, RELAÇÃO ALTURA/DIÂMETRO DE COLO, BIOMASSA SECA DE PARTE AÉREA E BIOMASSA SECA DE RAÍZES DE *S. terebinthifolius*, *M. scabrella* E *S. viminalis*.**

<i>S. terebinthifolius</i> Tratamentos	médias biométricas (em mm)			biomassa seca (em g)	
	altura**	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo <sup>ns</sup>	parte aérea**	raízes**
15% lodo alcalinizado	201,8889ab	3,7528ab	53,9323	7,2794ab	3,5548ab
30% lodo alcalinizado	147,2778b	3,0228b	50,0729	4,2284b	2,4289b
30% lodo compostado	235,9444a	4,2306a	56,1468	9,6454a	4,6875a
60% lodo compostado	241,2222a	4,1417a	58,4117	10,2245a	4,7882a
100% lodo compostado	225,0000a	3,8633ab	58,3517	9,6421a	4,9655a
testemunha	187,5000ab	3,8067ab	50,1612	7,0398ab	3,6410ab
<i>M. scabrella</i> Tratamentos	médias biométricas (em mm)			biomassa seca total (em g)	
	altura**	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo*	parte aérea**	raízes*
15% lodo alcalinizado	130,8889b	1,6306ab	79,2544ab	1,4458ab	2,1353ab
30% lodo alcalinizado	63,3611b	0,9889b	63,3151b	0,4346b	0,6368b
30% lodo compostado	220,7778a	2,0139a	95,4368ab	1,6663ab	2,4966a
60% lodo compostado	199,7778a	1,9417ab	102,8973ab	1,6201ab	2,4141a
100% lodo compostado	216,0000a	1,8594ab	116,8802a	1,8192a	2,7872a
testemunha	115,8333b	1,5783ab	72,0899ab	0,6856ab	1,6229ab
<i>E. viminalis</i> Tratamentos	médias biométricas (em mm)			biomassa seca total (em g)	
	altura*	diâmetro de colo**	relação altura / diâmetro de colo <sup>ns</sup>	parte aérea*	raízes**
15% lodo alcalinizado	296,2222ab	2,3122bc	128,1351	5,6775ab	2,2432bc
30% lodo alcalinizado	267,7778b	2,1167c	126,8420	4,4726b	2,0292c
30% lodo compostado	351,1667a	2,6172ab	135,1518	6,3020ab	3,0257ab
60% lodo compostado	364,0000a	2,7994a	130,5073	7,3043a	3,2361a
100% lodo compostado	337,0556ab	2,4433abc	138,1400	5,9747ab	2,4499abc
testemunha	308,3889ab	2,3928bc	129,0690	5,8399ab	2,3975abc

As letras ao lado dos valores indicam as classes reunidas em teste de comparação de médias.

<sup>ns</sup> Parâmetro sem diferenças significativas dentre os tratamentos ( $\alpha = 0,05$ ).

\*\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.01$ )

\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.05$ )

Como nas medições realizadas aos 106, 149 e 187 dias de experimento, a análise estatística da medição final em *S. terebinthifolius* evidenciou diferenças significativas para os parâmetros altura, diâmetro de colo, biomassa seca da parte aérea e das raízes. Confirmando a tendência de agrupamento progressivo em uma mesma classe de médias, apontada nas medições de crescimento de *S. terebinthifolius*, na medição final os parâmetros de biomassa seca de raízes para esta espécie apresentaram equiparação estatística, enquanto os tratamentos testemunha e com 15% de lodo alcalinizado apresentaram resultados estatisticamente similares. O tratamento de piores resultados para *S. terebinthifolius* foi aquele com 30% de lodo alcalinizado, confirmando os resultados das medições aos 106, 149 e 187 dias do período experimental.

Para *M. scabrella* os resultados estatísticos da medição final foram significativamente diferentes para todos os parâmetros testados – altura, diâmetro de colo, relação altura/diâmetro de colo, biomassa seca da parte aérea e biomassa seca das raízes. O severo comprometimento do sistema radicial se associa à alta mortalidade no tratamento com 30% de lodo alcalinizado, bem como aos fracos resultados obtidos pelo tratamento testemunha.

A significância das diferenças encontradas para a relação altura/diâmetro de colo em *M. scabrella* confirma que sua resposta aos tratamentos foi a mais intensa dentre as espécies testadas, uma vez que a relação altura/diâmetro de colo tende a mascarar as diferenças entre os tratamentos. Em concordância com os parâmetros de biomassa, a relação altura/diâmetro de colo aponta como melhor tratamento aquele com 100% de lodo compostado. É importante lembrar a possibilidade de erros

amostrais na medição final de diâmetro de colo, embora seus resultados sejam coerentes com a evolução dos parâmetros. Destaque-se que, para altura e biomassa seca das raízes, não foram constatadas diferenças significativas entre os tratamentos com lodo compostado.

Acompanhando a tendência de equiparação dos tratamentos com lodo compostado nas medições biométricas, os tratamentos com 30% e 60% de lodo compostado em *M. scabrella* distinguiram-se estatisticamente apenas no que concerne ao parâmetro diâmetro de colo. Embora os tratamentos com 15% de lodo alcalinizado e testemunha não tenham diferido estatisticamente, os resultados biométricos dos substratos com 15% de lodo alcalinizado são sempre superiores. O tratamento com 30% de lodo alcalinizado apresentou os piores resultados para todos os parâmetros.

Em *E. viminalis* a análise estatística da medição final apontou médias significativamente diferentes para altura, diâmetro de colo, biomassa seca da parte aérea e biomassa seca das raízes. Confirmando os resultados das medições de crescimento, todos os parâmetros biométricos utilizados na medição final em *E. viminalis* apontaram como melhor tratamento aquele com 60% de lodo compostado, seguido daquele com 30% de lodo compostado. Entre os tratamentos com 100% de lodo compostado e testemunha houve diferença significativa apenas para o parâmetro diâmetro de colo, embora os resultados absolutos dos substratos com 100% de lodo compostado tenham sido sempre ligeiramente superiores.

Os piores resultados em todos os parâmetros de crescimento de *E. viminalis* na amostragem final foram obtidos com o substrato com 30% de lodo alcalinizado, embora este tratamento tenha diferido do substrato testemunha apenas para o parâmetro biomassa seca de raízes.

Os dados da análise de variância dos parâmetros biométricos na amostragem final das espécies florestais testadas, bem como a matriz de correlação dos parâmetros analisados para as três espécies florestais, encontram-se no Apêndice 2.

Para as três espécies testadas, o tratamento com 30% de lodo alcalinizado apresentou os piores resultados. Assim como os resultados de germinação e sobrevivência das mudas, os parâmetros biométricos evidenciaram severo comprometimento das mudas produzidas em substratos com 30% de lodo alcalinizado. Estas condições são consequência das más condições físicas e químicas do substrato neste tratamento em função do alto pH e da consequente indisponibilização de nutrientes por processos de complexação, precipitação ou aumento da condutividade elétrica do substrato.

Os melhores resultados, indicados principalmente pelos parâmetros altura, diâmetro de colo e relação altura/diâmetro de colo foram alcançados pelos tratamentos com 60% e 30% de lodo compostado. Houve tendência à equiparação de resultados obtidos pelos tratamentos com lodo compostado durante o crescimento em relação àqueles mensurados aos 197 dias. Correlações positivas foram encontradas entre diâmetro de colo, biomassa aérea e biomassa de raízes para as três espécies testadas.

#### **4.4. Estado nutricional**

Os problemas de concentração e diluição de nutrientes em tecidos vegetais podem ser avaliados sob duas óticas. No âmbito estritamente laboratorial, a expressão e interpretação dos resultados devem levar em consideração a massa de tecido vegetal utilizada para fins analíticos, proporcionalmente à biomassa total. Se estiverem sendo comparadas as constituições de amostras de dois tratamentos, por exemplo – sendo

um deles resultante no desenvolvimento normal da planta e outro, de plantas pouco desenvolvidas – a massa de vegetal a ser amostrada nas plantas pouco desenvolvidas será proporcionalmente maior que aquela amostrada em plantas normais, e os teores de nutrientes poderão ser maiores no segundo tratamento.

Neste sentido, MALAVOLTA *et al.* (1997) destacam a necessidade de diferenciar *teor* (concentração percentual ou em  $\text{mg.kg}^{-1}$  de biomassa, comumente seca) de *conteúdo* (quantidade de elemento em  $\mu\text{g}$ ,  $\text{mg}$ ,  $\text{g}$  ou  $\text{kg}$  num dado peso de biomassa vegetal). Estas diferenciações devem ser observadas na interpretação dos resultados expressados por cada tipo de determinação. Em métodos físico-químicos, utilizam-se propriedades físicas, químicas ou físico-químicas do componente. Em métodos volumétricos, a medida obtida é o volume de uma solução de concentração conhecida. Em métodos gravimétricos, a medida final é o peso de um componente.

Para o presente trabalho, todo o estudo de estado nutricional foi baseado em parâmetros gravimétricos e seus resultados são expostos em termos de teores e conteúdo nos diversos tratamentos. Em relação ao total de cada alíquota analisada para as parcelas, a fração gravimétrica correspondente ao caule é muito mais expressiva que aquela correspondente às folhas. Por outro lado, deve-se ter em conta também as tendências de mobilidade interna de cada elemento, na avaliação dos teores encontrados e em sua confrontação com resultados de caules e folhas de mudas e/ou plantas jovens e adultas.

Os resultados de estado nutricional foram confrontados com as determinações de teores de nutrientes em mudas de *Enterolobium contortissiliquum* apontadas por TELES (1999), em *Ilex paraguariensis*, *Eucalyptus dunnii* e *Pinus elliotii* constatadas por REISSMANN *et al.* (*com. pess.*) em 1999, bem como padrões genéricos para partes adultas colocadas por MALAVOLTA *et al.* (1997) e DECHEN *et al.* (1991a).

No que se refere ao estado nutricional final da parte aérea de mudas de *S. terebinthifolius* os parâmetros médios determinados pelas análises, em termos de teores e de conteúdo para cada tratamento, são os expostos na Tabela 26.

**TABELA 26. ESTADO NUTRICIONAL FINAL EM MÉDIAS DOS TRATAMENTOS PARA PARTE AÉREA DE *S. terebinthifolius*.**

Nutriente	Unidade	TEOR POR TRATAMENTO					testemunha
		15% lodo alcalinizado	30% lodo alcalinizado	30% lodo compostado	60% lodo compostado	100% lodo compostado	
N**	g.kg <sup>-1</sup>	7,0400ab	7,4067a	4,8700b	6,9667ab	6,9933ab	6,1733ab
P**	g.kg <sup>-1</sup>	2,0000a	1,8333ab	1,5333ab	1,6333ab	1,4000b	1,8333ab
K**	g.kg <sup>-1</sup>	6,6000b	8,0667a	7,4333ab	6,7333ab	4,4000c	7,8333ab
Ca**	g.kg <sup>-1</sup>	4,4333b	4,0333b	4,3000b	5,0333b	7,6667a	4,0667b
Mg**	g.kg <sup>-1</sup>	3,5333b	4,6667a	2,0000c	1,9333c	2,2667c	2,4333c
Al <sup>ns</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	63,3333	63,3333	58,3333	59,6667	92,6667	89,6667
Fe <sup>ns</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	98,6667	111,3333	79,3333	85,3333	144,0000	153,3333
Mn**	mg.kg <sup>-1</sup>	19,3333b	28,6667b	24,0000b	26,3333b	61,0000a	22,6667b
Cu <sup>ns</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	6,6667	8,0000	6,6667	8,3333	9,0000	8,6667
Zn**	mg.kg <sup>-1</sup>	9,6667c	11,3333c	13,3333c	26,3333b	38,3333a	15,3333c

Parâmetro	Unidade	CONTEUDO POR TRATAMENTO (g)					testemunha
		15% lodo alcalinizado	30% lodo alcalinizado	30% lodo compostado	60% lodo compostado	100% lodo compostado	
N**	g	51,2469ab	31,3184b	46,9731ab	71,2310a	67,4301ab	43,4588ab
P <sup>ns</sup>	g	14,5588	7,75192	14,7892	16,6996	13,4989	12,9060
K**	g	48,0440abc	34,1092c	71,6971a	68,8446ab	42,4252bc	55,1448abc
Ca**	g	32,2717cd	17,0544d	41,4752bc	51,4629b	73,9230a	28,6287cd
Mg <sup>ns</sup>	g	25,7203	19,7326	19,2908	19,7670	21,8557	17,1299
Al**	mg	461,0280ab	267,7990b	562,6480ab	610,0620ab	893,5020a	631,2360ab
Fe**	mg	718,2344ab	470,7617b	765,2014ab	872,4903ab	1388,4620a	1079,4360ab
Mn**	mg	140,7348cd	121,2143d	231,4896bc	269,2448b	588,1681a	159,5690cd
Cu**	mg	48,5295ab	33,8272b	64,3029ab	85,2038a	86,7789a	61,0118ab
Zn**	mg	70,3678b	47,9217b	128,6050b	269,2450a	369,6140a	107,9430b

As letras ao lado dos valores indicam as classes reunidas em teste de comparação de médias.

\*\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.01$ )

<sup>ns</sup> Parâmetros sem diferenças significativas dentre os tratamentos ( $\alpha = 0,05$ )

A análise estatística das determinações químicas na parte aérea de *S. terebinthifolius* apontou diferenças significativas entre os tratamentos para teores de N, P, K, Ca, Mg, Mn e Zn e para conteúdos de N, K, Ca, Al, Fe, Mn, Cu e Zn.

Em função da característica gravimétrica das amostras, quando se avaliam os teores de nutrientes, os maiores valores de N, P e Mg estão associados aos tratamentos de pior desempenho. Este efeito se dilui com a transformação dos teores em conteúdo, em que se evidenciam as dificuldades nutricionais associadas a esses tratamentos. Ca não se mostrou acumulado nos tratamentos com lodo alcalinizado, o que pode se associar a antagonismo químico com Mg, como sugere a avaliação dos teores, ou com o efeito de sua tendência à ligação a  $\text{NO}_3^-$ . Nos tratamentos com lodo compostado, tanto os teores de Ca quanto Mn e Zn se acumularam de forma estatisticamente significativa nas partes aéreas das mudas produzidas em substrato com 100% de lodo compostado – tendência manifestada também por Cu, Al e Fe.

Esta condição é confirmada pela avaliação do conteúdo dos nutrientes nas mudas, em que Ca, Al, Fe, Mn, Cu e Zn se acumularam em classes de médias definidas – e também, à exceção de Cu e Zn, isoladas. Cabe destacar ainda que os resultados de conteúdo de P e Mg não se diferenciam significativamente dentre os tratamentos, enquanto todos os outros parâmetros nutricionais analisados tornam-se significativamente diferentes dentre os tratamentos. A análise estatística do conteúdo de nutrientes nas mudas também aponta o fraco desempenho do tratamento com 30% de lodo alcalinizado, que se manteve em classes de médias isoladas, com as piores médias, para N, K, Al, Fe, Mn e Cu.

Quando se confrontam os conteúdos nutricionais com os resultados biométricos de cada tratamento, constata-se tendência no tratamento com 100% de lodo compostado de acúmulo de nutrientes sem o correspondente aumento de medidas

biométricas, caracterizando o que DECHEN *et al.* (1991a) definem como *consumo de luxo*. Cabe destacar, dada a tendência de equiparação dos desempenhos biométricos dentre os três tratamentos com lodo compostado ao longo do tempo, que é possível que esta situação pudesse ter sido revertida se o período experimental tivesse sido estendido.

Os teores de N em parte aérea de *S. terebinthifolius* foram muito menores que aqueles obtidos por REISSMANN *et al.* (com. pess.) em 1999 com mudas de *Eucalyptus dunnii*, *Pinus elliotii* e *Ilex paraguariensis*. Estes autores encontraram concentrações variáveis entre 14,2 g.kg<sup>-1</sup> e 30,8 g.kg<sup>-1</sup> dentre as três espécies, em partes novas – bastante maiores que as concentrações constatadas em *S. terebinthifolius*. Quando se avaliam os resultados obtidos por aqueles autores para partes velhas do caule das mudas, no entanto, constata-se maior similaridade, com valores de 3,30 g.kg<sup>-1</sup> a 10,80 g.kg<sup>-1</sup> entre as três espécies. Os resultados obtidos podem ser compatíveis, tendo em vista a fração gravimétrica expressiva representada pelo caule nas amostras.

Avaliando o estado nutricional da parte aérea de mudas de *E. contortissiliquum* produzidas com substratos compostos com lodos anaeróbios alcalinizados e com lodos anaeróbios pasteurizados, TELES (1999) chegou a concentrações de N bastante menores – entre 1,99 g.kg<sup>-1</sup> e 4,29 g.kg<sup>-1</sup>. Já os níveis de N apontados por MALAVOLTA *et al.* (1997) para caule de espécies florestais são de 1,5 g.kg<sup>-1</sup> – menores que aqueles encontrados para as mudas, o que pode ser atribuído à alta mobilidade interna de N.

Quando comparadas às concentrações obtidas por REISSMANN *et al.* (com. pess.), as concentrações médias de Ca e Mg são compatíveis com aquelas encontradas para as partes aéreas de mudas de *I. paraguariensis* e *E. dunnii*. TELES



(1999) destaca a eficiência na absorção de P e K em espécies pioneiras, bem como sua demanda por K para seu crescimento inicial. Se apenas formas de liberação lenta de K estiverem disponíveis, espécies pioneiras podem apresentar deficiência.

Os níveis de concentração de Fe encontrados são inferiores aos apontados referencialmente por MALAVOLTA *et al.* (1997) para *Eucalyptus* spp. – 150 a 200 mg.kg<sup>-1</sup>. Uma vez que se tratam de espécies distintas, estas concentrações podem não ser comparáveis, posto poderem refletir efeitos da concentração relativamente alta de Mn nos substratos com lodo compostado.

As concentrações de Cu em *S. terebinthifolius* coadunam com os resultados obtidos por REISSMANN *et al.* (*com. pess.*) para partes aéreas de mudas de *E. dunnii*, *P. elliotii* e *I. paraguariensis*. Os dados mostram-se também compatíveis com os valores de referência apresentados por MALAVOLTA *et al.* (1997).

A alta concentração de Zn nas mudas de *S. terebinthifolius* associa-se claramente aos percentuais crescentes de 30%, 60% e 100 de lodo compostado nos substratos. O lodo compostado utilizado apresenta concentração bastante alta de Zn – 376 mg.kg<sup>-1</sup>. O baixo teor de Zn nos tratamentos com 15% e 30% de lodo alcalinizado pode estar associado à condição de que a mobilidade e solubilidade de Zn no substrato é inversamente proporcional ao pH e particularmente sensível a ele. As concentrações de Zn também se mostraram inversamente proporcionais àsquelas de P.

Ao serem comparados às concentrações obtidas por REISSMANN *et al.* (*com. pess.*), os dados mostram-se bastante superiores àqueles encontrados pelos autores para as partes aéreas de mudas de *I. paraguariensis* e *E. dunnii*. Os valores determinados são inferiores aos valores de referência apresentados por MALAVOLTA *et al.* (1997) para tecidos foliares de espécies florestais – 40 mg.kg<sup>-1</sup> a 60 mg.kg<sup>-1</sup> – e aos valores de referência apontados por HAAG *et al.* (1991) de 61,56 mg.kg<sup>-1</sup> em

partes aéreas de plantas de *E. grandis* com um ano. Adequam-se, no entanto, à faixa de 20 a 50 mg.kg<sup>-1</sup> apontada por (DECHEN *et al.*, 1991c).

Menores teores de Zn na parte aérea de mudas oriundas destes tratamentos estão provavelmente associados ao pH alcalino do substrato. MALAVOLTA *et al.* (1997) associam a deficiência de Zn ao encurtamento dos internódios, que foi de fato observado por diagnose visual em *M. scabrella* e *S. terebinthifolius*.

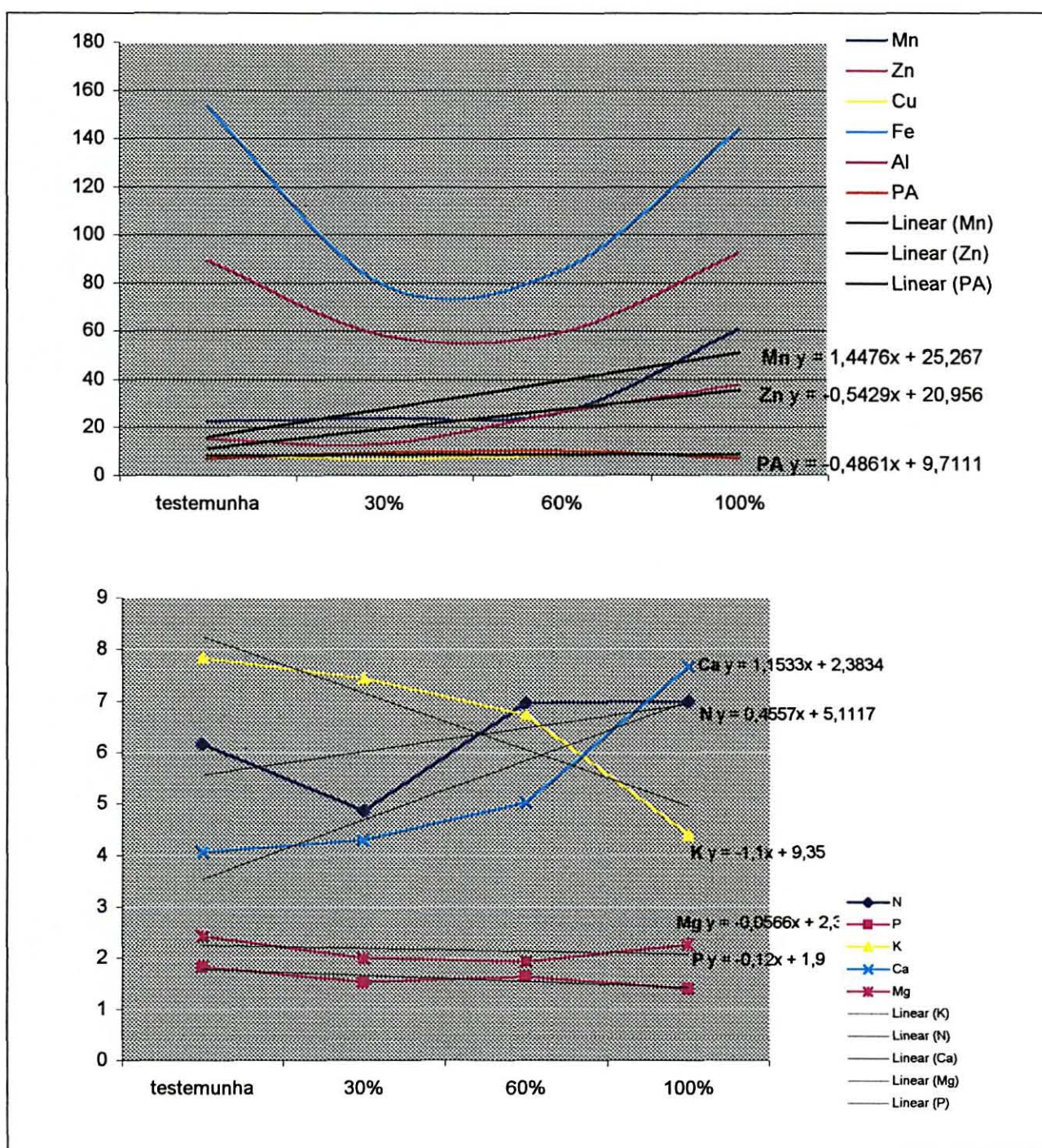
Para Mn, as concentrações em *S. terebinthifolius* foram bastante baixas em relação a níveis de referência para tecidos foliares, que variam entre 100 mg.kg<sup>-1</sup> e 600 mg.kg<sup>-1</sup> (MALAVOLTA *et al.*, 1997). Os valores encontrados por REISSMANN *et al.* (*com. pess.*) foram também bastante variáveis para caule e folhas novas dentre as três espécies que os autores estudaram – 3 mg.kg<sup>-1</sup> a 162 mg.kg<sup>-1</sup>. Em folhas velhas os autores determinaram concentrações de até 670 mg.kg<sup>-1</sup>. A alta concentração de Mn no lodo compostado, de 124 mg.kg<sup>-1</sup>, pode estar associada à maior concentração do elemento no substrato com 100% de lodo compostado.

Correlações negativas significativas foram constatadas entre os resultados de concentração de Ca e K e entre os dados de concentração de Mg e os parâmetros biométricos de diâmetro de colo, biomassa seca da parte aérea e biomassa seca das raízes. Correlações positivas significativas ocorreram entre as concentrações de Ca, Mn e Zn e entre os parâmetros biométricos de altura, diâmetro de colo, biomassa seca da parte aérea e biomassa seca das raízes.

Os dados da análise de variância realizada para os parâmetros nutricionais de *S. terebinthifolius*, bem como a matriz de correlação entre os parâmetros nutricionais e biométricos de *S. terebinthifolius*, são os expostos no Apêndice 3. A Figura 10 ilustra as relações entre teores macronutrientes e micronutrientes e o percentual de lodo

compostado nos tratamentos em relação à testemunha, na parte aérea das mudas estudadas, bem como as linhas de tendência de cada nutriente.

**FIGURA 10.** TEOR DE NUTRIENTES DE PARTE AÉREA DE *S. terebinthifolius*. SEGUNDO O PERCENTUAL DE LODO COMPOSTADO NO SUBSTRATO E NA TESTEMUNHA.



Os teores e conteúdos médios de N nas raízes das mudas para cada tratamento para as três espécies florestais testados são os expostos na Tabela 27.

**TABELA 27. TEORES E CONTEÚDOS DE N NAS RAÍZES DE *S. terebinthifolius*, *M. scabrella* E *E. viminalis* EM MÉDIAS DOS TRATAMENTOS.**

Espécie	<i>S. terebinthifolius</i>		<i>M. scabrella</i>		<i>E. viminalis</i>	
	teor <sup>ns</sup> (g.kg <sup>-1</sup> )	conteúdo <sup>**</sup> (g)	teor <sup>**</sup> (g.kg <sup>-1</sup> )	conteúdo <sup>*</sup> (g)	teor <sup>**</sup> (g.kg <sup>-1</sup> )	conteúdo <sup>**</sup> (g)
15% lodo alcalinizado	6,54	23,25ab	14,18b	30,28ab	7,24ab	16,24ab
30% lodo alcalinizado	7,15	17,36b	14,43ab	9,19b	7,09ab	14,39b
30% lodo compostado	7,00	32,81ab	15,41ab	38,47ab	6,99b	21,15ab
60% lodo compostado	7,58	36,29a	17,71ab	42,75ab	8,81ab	28,51a
100% lodo compostado	6,71	33,32ab	18,68a	52,06a	10,10a	24,74ab
testemunha	6,03	21,95ab	14,85b	24,1ab	6,10b	14,62ab

As letras ao lado dos valores indicam as classes reunidas em teste de comparação de médias.

\*\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.01$ )

\* Classes de médias por Teste de Tukey ( $\alpha = 0.05$ )

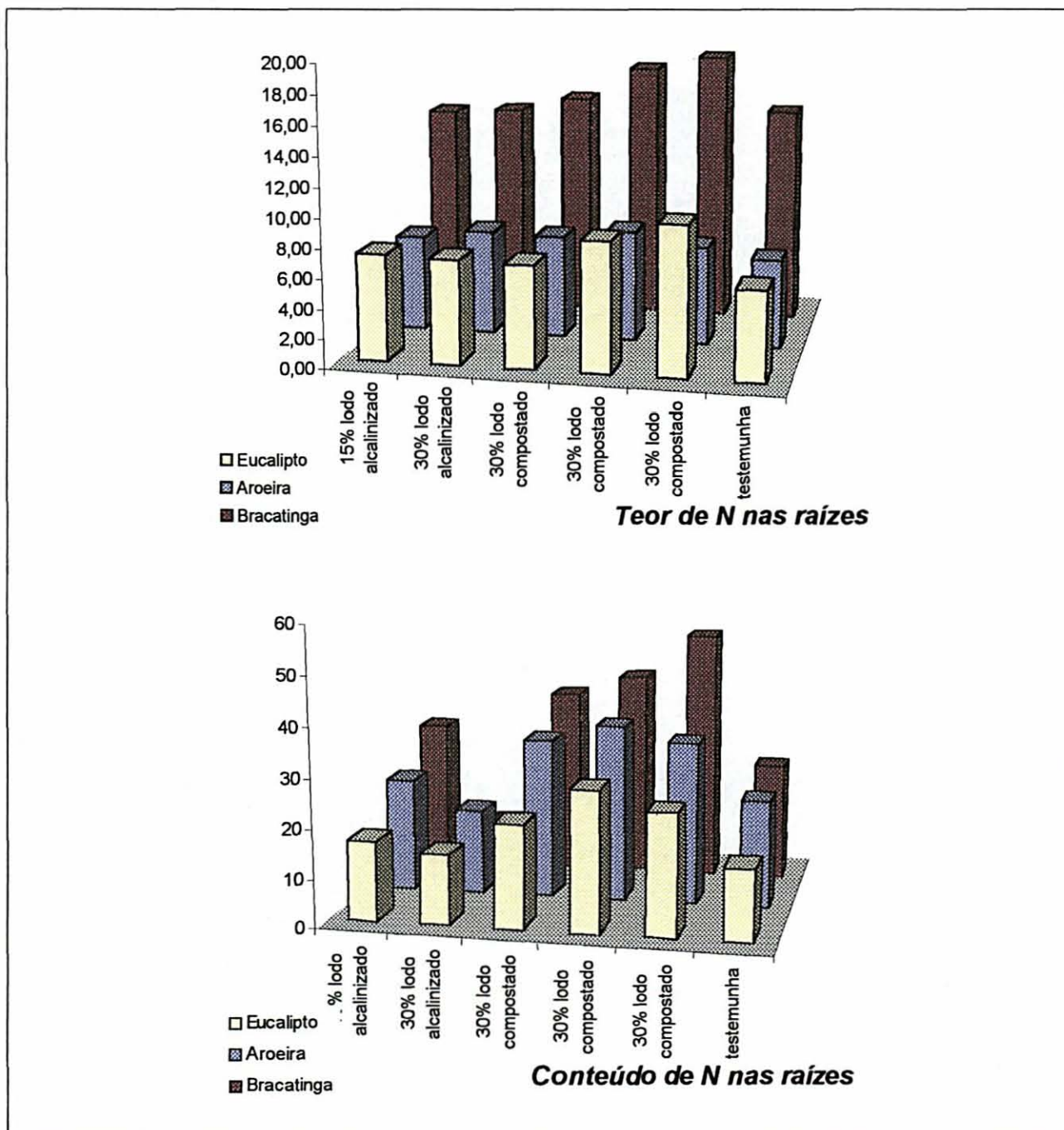
<sup>ns</sup> Parâmetros sem diferenças significativas dentre os tratamentos ( $\alpha = 0,05$ )

Foram encontradas diferenças significativas nos teores e no conteúdo de N nas raízes das três espécies estudadas, à exceção dos teores determinados para *S. terebinthifolius*. As classes de médias definidas segundo teor e conteúdo mostraram-se diferentes, mas sempre com resultados inferiores nos tratamentos com 30% de lodo alcalinizado e com resultados superiores associados aos tratamentos com lodo compostado. Os maiores conteúdos de N em raízes de *S. terebinthifolius* foram encontrados ao tratamento com 60% de lodo compostado. Em *M. scabrella* tanto conteúdos como teores tiveram maior expressão no tratamento com 100% de lodo compostado. Para *E. viminalis* o maior conteúdo foi associado ao substrato com 60%



de lodo compostado, enquanto o maior teor de N em raízes foi associado ao tratamento com 100% de lodo compostado. A Figura 11 ilustra estas relações.

**FIGURA 11. TEOR E CONTEÚDO DE N EM RAÍZES DAS TRÊS ESPÉCIES ESTUDADAS SEGUNDO CADA TRATAMENTO.**



Os conteúdos de N nas raízes mostram a tendência do elemento a acompanhar as medidas biométricas entre os tratamentos. As classes de médias das determinações de N nas raízes de *S. terebinthifolius* tendem àquelas encontradas para diâmetro de colo na medição de parâmetros biométricos aos 197 dias.

Para a mesma medição, as classes de médias definidas pelos valores de N nas raízes de *M. scabrella* também tendem àquelas encontradas para diâmetro de colo, e são idênticas às classes de médias definidas para os parâmetros biomassa seca de parte aérea e relação altura/diâmetro de colo. Em *E. viminalis* a medição de parâmetros biométricos aos 197 dias evidenciou classes de médias de biomassa seca de parte aérea iguais àquelas definidas N em raízes, e semelhantes àquelas definidas para altura na mesma medição.

As concentrações obtidas foram comparados às encontradas em experimentos conduzidos por REISSMANN *et al.* (com. pess.) em 1999 com mudas de *E. dunnii*, *P. elliotii* e *I. paraguariensis*. Os teores de N em raízes de mudas de *E. dunnii* e *P. elliotii* são similares aos encontrados em *S. terebinthifolius* e *E. viminalis*, embora nesta última espécie o tratamento com 100% de lodo compostado tenha apresentado concentração significativamente maior.

Os teores de N em raízes de *M. scabrella* foram superiores, tendo variado entre 14,18 g.kg<sup>-1</sup> e 18,68 g.kg<sup>-1</sup> – concentrações superiores àquelas constatadas para as outras espécies, embora similares àquelas constatadas por REISSMANN *et al.* (com. pess.) para *I. paraguariensis*. Dados da análise de variância realizada para o parâmetro N de raízes em cada espécie florestal testada são apresentados no Apêndice 4.

#### 4.5. Outras observações

Mudas cloróticas de *M. scabrella* foram observadas nos tratamentos baseados em lodo alcalinizado, já na mensuração de dados biométricos aos 106 dias de período experimental. Estas mudas apresentaram também curta distância entre internódios e pequena área foliolar, associados a baixos valores nas mensurações de altura e diâmetro de colo. Em *S. terebinthifolius* foi observada clorose nos tratamentos com lodo alcalinizado, principalmente a partir da mensuração de dados biométricos aos 149 dias.

As mudas de *M. scabrella* e *S. terebinthifolius* apresentaram também curta distância entre internódios e pequena área foliar ou foliolar, associados a baixos valores nas mensurações de altura e diâmetro de colo e, em *M. scabrella*, a alta mortalidade. Manifestações de clorose e menor crescimento de área foliar ocorreram também em *E. viminalis*, em mudas nos tratamentos com lodo alcalinizado nas medições aos 149 e 187 dias de experimento. Estas manifestações, no entanto, foram discretas e não se associaram a outros sintomas para diagnose visual de deficiência nutricional.

Por ocasião do exame de raízes nas mudas de *M. scabrella* foram observados nódulos radiciais nas misturas de substratos com lodo anaeróbio compostado – não se observou a formação desta comunidade rizosférica nos tratamentos testemunha e nos tratamentos com 15% e 30% de lodo alcalinizado. Embora a relação entre bactérias formadoras de nódulos em leguminosas e outros componentes da rizosfera possa ser limitada, isto sugere que a instalação de organismos associados às raízes pode ter sido deprimida nestes tratamentos, limitando ainda mais possíveis estratégias de absorção ativa de Fe pela rizosfera.

Fungos causadores de *damping off* desenvolvem-se melhor em solos básicos que em solos ácidos (von DEICHMANN, 1966). Apesar disso, tanto nos tratamentos com lodo compostado quanto naqueles com lodo alcalinizado, a qualidade fitossanitária das mudas se manteve adequada durante todo o crescimento, sem episódios de infestação ou infecção por pragas e doenças que resultassem em deformidades morfológicas na parte aérea ou nas raízes.

Houve efetiva dificuldade em encontrar referências documentais para comparação de dados de estado nutricional, principalmente tendo em vista mudas e espécies nativas – mesmo que se trate de espécies com certo valor comercial regional, como *M. scabrella*. Adicionalmente, as referências encontradas usualmente estão expressas em teores, e não de conteúdo. Posto que esta medida pode mascarar efeitos de concentração de nutrientes em plantas pouco desenvolvidas, as poucas referências disponíveis devem ser avaliadas com cautela.

A suplementação mineral com o adubo de liberação lenta não se mostrou adequada para a estratégia de definição de dosagem adotada neste experimento. De maneira geral os resultados de crescimento nos substratos com 30% e 60% de lodo compostado foram melhores em relação aos dos substratos com 100% de lodo compostado. Tendo em vista a baixa densidade do lodo compostado, a maior dosagem de adubo mineral foi fornecida exatamente a este último tratamento. A não ocorrência de resposta proporcional em crescimento das mudas neste tratamento à maior dosagem de suplementação mineral novamente aponta para a possibilidade de consumo de luxo. Os resultados de crescimento do substrato testemunha tampouco parecem refletir uma dosagem de adubo mineral adequada. Quanto ao lodo alcalinizado, os efeitos do alto pH colocam duas possibilidades de reação à suplementação mineral adotada. Posto que o lodo alcalinizado tem alta densidade,



volumetricamente os tratamentos com lodo alcalinizado receberam maior dosagem de suplementação. Estes nutrientes podem ter também sofrido complexação ou precipitação junto a outros nutrientes, ou podem ter estimulado o aumento da condutividade elétrica do substrato e a concentração no substrato de íons  $\text{OH}^-$ ,  $\text{Na}^+$  ou de sais solúveis neutros, prejudicando a CTC do substrato e sua disponibilização de nutrientes às mudas.

Estas duas possibilidades podem explicar os maus resultados associados aos tratamentos com lodo alcalinizado – e particularmente àquele com 30% do produto. A elucidação desta questão demanda a determinação da condutividade elétrica dos componentes dos substratos testados. É importante também uma nova fase experimental, com o teste de dosagens de adubação mineral definidas volumetricamente e com tratamentos com e sem suplementação mineral. Para o efetivo esclarecimento da influência da adubação mineral no processo, é importante testar dosagens de lodo alcalinizado em substratos sem suplementação mineral. Para um melhor aproveitamento dos resultados dessa fase, no entanto, deve ser privilegiado o teste de combinações com lodo compostado.

De forma a complementar a interpretação e aplicação dos resultados apresentados, experimentos envolvendo pegamento e crescimento inicial de mudas a campo são recomendados e podem incluir a adição de doses suplementares de lodo no plantio. É igualmente interessante a verificação de potencial de abreviação de tempo de viveiro e de demanda de irrigação em substratos com biossólido compostado e a real necessidade de adubação suplementar nestes substratos, para o embasamento de estudos de comparação econômica entre os substratos testados.

## 5. CONCLUSÕES

- O lodo de esgotos anaeróbio digerido apresentou-se viável como componente de substratos para a produção de mudas para as três espécies florestais testadas. O lodo alcalinizado tem alto pH, baixa CTC e pequenos teores de nutrientes como Fe, Cu, Mn e Zn, e os resultados de substratos com este componente foram inferiores aos dos substratos com lodo compostado.
- Para nenhuma espécie houve diferença estatisticamente significativa de percentual de emergência. *M. scabrella* apresentou diferenças significativas de sobrevivência de mudas em relação ao total de emergências, com alta mortalidade nos tratamentos com lodo alcalinizado. Em números brutos esta tendência também se manifestou em *E. viminalis* e nos tratamentos testemunha.
- Para *S. terebinthifolius* houve diferenças significativas em altura, diâmetro de colo e relação altura/diâmetro de colo nos tratamentos ao longo do período experimental. Aos 106 dias os tratamentos com 60% e 30% de lodo compostado deram os melhores resultados, e aos 187 dias os resultados dos tratamentos foram estatisticamente equiparados, à exceção daquele com 30% de lodo alcalinizado.
- Em *M. scabrella* houve diferenças significativas em altura, diâmetro de colo e relação altura/diâmetro de colo nos tratamentos ao longo do período experimental. Aos 106 e 149 dias houve melhores resultados no substrato com 30% de lodo compostado. Aos 187 dias os números brutos confirmaram os melhores resultados no tratamento com 30% de lodo compostado, mas não houve diferenças significativas entre os tratamentos para diâmetro de colo e entre os substratos com lodo compostado para relação altura/diâmetro de colo.

- Para *E. viminalis* diferenças significativas ocorreram em altura, diâmetro de colo e relação altura/diâmetro de colo em todo o período experimental. Não houve tendência de equiparação de médias entre os tratamentos com lodo compostado que se apresentou nas outras espécies. Os melhores resultados foram obtidos com 60% de lodo compostado.
- Em todo o período experimental e para todas as espécies testadas, o tratamento com 30% de lodo alcalinizado apresentou os piores resultados e os tratamentos testemunha e com 15% de lodo alcalinizado tiveram resultados similares. Os melhores resultados foram atingidos pelos tratamentos com 60% e 30% de lodo compostado. A medição final confirmou diferenças significativas para os parâmetros testados e também para biomassa seca aérea e de raízes. Houve diferenças significativas também no conteúdo de N nas raízes de todas as espécies, com resultados inferiores no substrato com 30% de lodo alcalinizado e superiores nos tratamentos com 60% e 100% de lodo compostado.
- Para a parte aérea de *S. terebinthifolius*, houve diferenças significativas nos teores de N, P, K, Ca, Mg, Mn e Zn e para conteúdos de N, K, Ca, Al, Fe, Mn, Cu e Zn entre os tratamentos. Os teores de Ca, Mn e Zn foram maiores no tratamento com 100% de lodo compostado. O teor de Zn se mostrou associado aos percentuais crescentes de lodo compostado nos tratamentos, e inversamente proporcional aos teores de P. Esta tendência se manifestou em números brutos também em Cu, Al e Fe. Os conteúdos de Ca, Al, Fe e Mn foram maiores, com classes de médias isoladas, nos tratamentos com 100% de lodo compostado. O tratamento com 30% de lodo alcalinizado resultou nos menores teores de N e no acúmulo de Mg e K. O tratamento resultou nos menores conteúdos de N, K, Al, Fe, Mn e Cu.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGENCE DE BASSIN ADOUR-GARONNE. **Guide pratique d'utilisation agricole des boues de stations d'épuration**. Toulouse: Chambre d'Agriculture de la Haute-Garonne, 1983.
- AGRODATA. **Como produzir mudas florestais, frutíferas e hortícolas**. Curitiba: AGRODATA., 199\_ (*Fita VCR*).
- AGROEVO. **Statement of Hazardous Nature: hazardous according to criteria of Worksafe Australia**. Australia: Agroevo, 1998. 5 p.
- AISSE, M. M.; van HAANDEL; A. C.; von SPERLING, M.; CAMPOS, J. R.; CORAUCCI FILHO, B.; ALÉM SOBRINHO, P. Tratamento e destino final do lodo gerado em reatores anaeróbios. *In.*: CAMPOS, J. R., *Ed. Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. p. 271-299.
- AITKEN, M. Sludge recycling on UK farmland forecast to double by 2006. **Water & Wastewater International**, v. 14. 1999. p. 10 - 13.
- ALEXANDER, R. A. Standards and guidelines for compost use. **Biocycle**, Califórnia, 1994.
- ANDREOLI, C. V. Apresentação. *In.*: ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P., *Eds. Manual de Métodos para Análises Microbiológicas e Parasitológicas em Reciclagem Agrícola de Lodo de Esgoto*. Ed. 2. Curitiba: SANEPAR, 2000. 80 p.
- ANDREOLI, C. V. **Disposição final do lodo de esgoto da ETE Belém**. Curitiba: Sanepar, 1988 (*Datilografado*). 90 p.
- \_\_\_\_\_. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em parâmetros ambientais**. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento

- Rural) – Núcleo Interdisciplinar de Meio Ambiente e Desenvolvimento, Universidade Federal do Paraná. Curitiba: 1999. 276 p.
- ANDREOLI, C. V.; BARRETTO, C. L. G.; BONNET, B. R. P.; FERNANDES, F.; NERY, A. C. Tratamento e disposição final do lodo de esgoto no Paraná. **Sanare**, Curitiba, v. 1, n. 1. 1994a. p. 10 - 15.
- ANDREOLI, C. V.; CARVALHO, F. J. P. C.; BONNET, B. R. P.; FERNANDES, F. Efeitos *in vitro* do lodo de esgoto em alguns parâmetros da população microbiana do solo e na solubilização do fosfato. *In: 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais...* Salvador, ABES. 1995.
- ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F.; LARA, A. I.; BONNET, B. R. P.; DOMASZAK, S. C. A reciclagem agrícola do lodo de esgotos no Paraná. *In: Workshop Sul-americano sobre Usos Alternativos de Resíduos de Origem Florestal e Urbana. Anais...* Curitiba, 1997. p. 83 - 104.
- ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C.; BONNET, B. R. P.; FERNANDES, F.; LARA, A. I.; PEGORINI, E. S. Sewage sludge production in Parana State, Brazil. *In: Specialized Conference on Disposal and Utilisation of Sewage Sludge: Treatment Methods and Application Modalities. IAWQ. Atenas, 1999 (Poster).*
- ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERREIRA, A. C.; BONNET, B. R. P.; PEGORINI, E. S.; IHLENFELD, R. G. K. Gestão de bio-sólidos gerados em estações de tratamento de esgotos domésticos. **Engenharia e Construção**, Curitiba, n. 24. 1998. p. 18 - 22.
- ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E. S. Gestão de Biossólidos: situações e perspectivas. *In: I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul. Anais...* Curitiba, 1998. 326 p.

- ANDREOLI, C. V.; SOUZA, M. L. P.; COMIM, J. J. Bases para o uso agrícola do lodo de esgoto da ETE Belém. *In: Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais...* ABES/APRH, Florianópolis, 1994b. p. 389 – 402.
- ASKAR, F. A.; MAREI, S.; ELZACHER, H. Seweage sludge as natural conditioner for newly reclaimed soils. *Egyptian Journal of Soil Sci.*, v. 34, n. 1. 1994. p. 67 – 77.
- BASTIAN, R.K. Biosolids management in the United States. *Water Environment & Technology*, v.9, n.5, 1997. p.45 - 50.
- BATAGLIA, O. C. Ferro. *In: FERREIRA, M. E., PESSOA DA CRUZ, M. C., Eds. Micronutrientes na Agricultura.* Piracicaba: POTAFOS/CNPq, 1991. p. 159 - 171.
- BERTON, R.S. Fertilizantes e poluição. *In: XX Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Anais...* Campinas: Fundação Cargill, 1992. 425 p.
- BEWICK, M. W. N. *Handbook of organic waste conversion.* New York: Van Nostrand/Reinhald, 1980. 104 p.
- BIBAK, A. Cobalt, copper and manganese adsorption by aluminium and iron oxides and humic acid. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, v. 25, 1994. p. 3229 - 3239.
- BISCAIA, R. C. M.; MIRANDA, G. M. Uso de Lodo de Esgoto Calado na Produção do Milho. *Sanare*, Curitiba, v. 5, n. 5, 1996. p. 86 - 89.
- BOM, D. Y., SOULTANPOUR, P. N. Lead, cadmium and zinc contamination of Aspen garden. *Soils and Vegetation*, n. 21, 1992. p. 82-86.
- BONNET, B. R. P. **Diagnóstico de situação e proposição de sistema de monitoramento dos impactos ambientais causados pela reciclagem agrícola do lodo de esgotos no Paraná.** Monografia (Especialização em Análise Ambiental). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1995.
- \_\_\_\_\_. **Reciclagem agrícola e florestal do lodo de esgotos: alguns aspectos sobre nutrientes e matéria orgânica.** UFPR. Curitiba, 1999. 70 p. (*Resenha Acadêmica*).

- BONNET, B. R. P.; ANDREOLI, C. V.; QUEIROZ, S. M. P.; FERNANDES, F. Reciclagem agrícola do lodo de esgotos: impactos ambientais potenciais e monitoramento no Estado do Paraná. *In: 4º Congresso Brasileiro de Defesa do Meio Ambiente. Anais...* Clube de Engenharia / UFRJ, v. 1, t. 1. Rio de Janeiro, 1995.
- BONNET, B. R. P.; LARA, A. I.; DOMASZAK, S. C. Indicadores Biológicos de Qualidade Sanitária do Lodo de Esgoto. *In: ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P., Eds. Manual de Métodos para Análises Microbiológicas e Parasitológicas em Reciclagem Agrícola de Lodo de Esgoto. Ed. 2. Curitiba: SANEPAR, 2000. 80 p.*
- BONNIN, C. **Présentation des guides de bonne pratique pour la production et l'utilisation des boues.** Travaux du CEN/TC 308. Paris: CEN, 1996.
- BOYLE, M.; FULLER, W. H. Effect of municipal solid waste leachate composition on zinc migration through soils. *J. Environ. Qual.*, v. 16, n. 4, 1987. p. 357-360.
- BROWN, L. **Qualidade de Vida 1991: salve o planeta.** São Paulo: Globo / WorldWatch Institute, 1991. 323 p.
- BUNDGAARD, E.; SAABYE, A. State of the art on sewage sludge: environmental aspects and regulations of common sludge disposal methods. *In: International Exhibition Congress of Solid Waste, ISWA' 92. Reports...* Madrid: ISWA Sludge Working Group, 1992. 18 p.
- CAMARGO, O. A. Reações e Interações de micronutrientes no solo. *In: FERREIRA, M. E., PESSOA DA CRUZ, M. C., Eds. Micronutrientes na Agricultura.* Piracicaba: POTAFOS/CNPq, 1991. p. 243-272.
- CAMPOS, J. R. (Ed.) **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. p. 271-299.

- CANZIANI, J. R. F.; PEGORINI, E. S.; MASSARDO, M.; OSAKI, M. Aspectos sócio-econômicos. *In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F., Eds. Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções.* Curitiba: SANEPAR/FINEP, 1999. 288 p.
- CARNEIRO, J. G. A. **Produção e controle de qualidade de mudas florestais.** Curitiba: UFPR/FUPEF; Campos: UENF, 1995. 451 p.
- CARPANEZZI, A. A.; LAURENT, J. E. (Eds.) **Manual Técnico da Bracatinga (*Mimosa scabrella Benth.*).** Documentos n. 20. Curitiba: Embrapa/CNPF, 1988. 70 p.
- CARVALHO, M. C. S.; SILVA, M. A. G.; TORMENA, C. A. Atividade microbiana de um latossolo vermelho escuro álico sob eucalipto e mata nativa. *In: XXVI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Anais...* Rio de Janeiro, Embrapa, 1997 (CD Rom).
- CARVALHO, P. C. T.; BARRAL, M. F. Aplicação de lodo de esgoto como fertilizante. **Fertilizantes**, São Paulo, v. 3, n. 2. 1981. p. 3 - 5.
- CETREL. Incineração CETREL. *In: I Simpósio sobre Destinação de Resíduos Sólidos Industriais. Anais...* Curitiba, 1994. 6 p.
- CHANEY, R. L., CLAPP, C. E., LARSON, W. E., DOWDY, R. H. Trace metal movement: soil-plant systems and bioavailability of biosolids – applied metals. **Sewage sludge: land utilization and environment.** Bloomington: Sheraton Airport Inn, 27-31. 1994.
- CLAPP, C. E.; LARSON, W. E.; BREEZE, M. L. *et al.* Sewage sludge as a fertilizer and soil amendment. *In: UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - USDA / Agricultural Research Service. Utilization of sewage wastes on land.* Minnesota: USDA, 1983. p. D1 - D26.



CLAPP, C. E.; STARK, S. A.; CLAY, D. E. Sewage suldge organic matter and soil properties. *In*: CHEN, Y.; AVNIMELECH, Y. **The role of organic matter in modern agriculture**. Netherlands: Martinus Nijhoff, 1986. p. 209 - 253.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DE BRASÍLIA – CAESB. **Lodo de esgoto: um valioso esterco orgânico**. Brasília: Caesb, 1996. 11 p.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ – SANEPAR. **Projeto interdisciplinar para o desenvolvimento de critérios agronômicos, sanitários e ambientais para a implantação da reciclagem agrícola do lodo de esgoto**. Curitiba: Sanepar, 1994. 51 p.

\_\_\_\_\_. **Manual técnico para reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Curitiba: Sanepar, 1997. 96 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. – CETESB. **Resíduos sólidos industriais**. São Paulo: Ascetesb, Série Atas, nº.1, 1985. 182 p.

\_\_\_\_\_. **Manual de instruções básicas para a execução de aterro sanitário**. São Paulo: 1997. Anexo 3.

CORREA, \_; BARBOSA, \_; CARNEIRO, \_ . **Teste de substratos em viveiro setorizado Klabin**. Telêmaco Borba: KLABIN, 199\_ (*Poster*).

DASSIE, C. O berço das florestas. **Silvicultura**, São Paulo, v. 16, n. 64, 1995. p. 24-30.

DECHEN, A. R.; HAAG, H. P.; CARMELLO, Q. A. C. Funções dos micronutrientes nas plantas. *In*: FERREIRA, M. E.; PESSOA DA CRUZ, M. C., *Eds. Micronutrientes na Agricultura*. Piracicaba: POTAFOS/CNPq, 1991a. p. 65 - 78.

\_\_\_\_\_. **Mecanismos de absorção e translocação de micronutrientes**. *In*: FERREIRA, M. E.; PESSOA DA CRUZ, M. C., *Eds. Micronutrientes na Agricultura*. Piracicaba: POTAFOS/CNPq 1991b. p. 79 - 97.

- \_\_\_\_\_. **Diagnose visual.** In: FERREIRA, M. E.; PESSOA DA CRUZ, M. C., Eds. **Micronutrientes na Agricultura.** Piracicaba: POTAFOS/CNPq, 1991c. p. 272 - 288.
- von DEICHMANN, V. **Curso de sementes e viveiros florestais.** Curitiba: UFPR/Escola de Florestas, 1966. 118 p.
- DEPARTAMENTO DE LIMPEZA URBANA DA PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO – LIMPURB. **Limitações e intransigências para a obtenção de novas áreas para implantação de aterros sanitários.** São Paulo: 1993. (*Relatório da Divisão de Aterros Sanitários 01/001/027*)
- de DEUS, A. B. S. **Avaliação Sanitária e Ambiental de Lodos de ETEs.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1993.
- DUNCOMB, D. R.; LARSON, W. E.; CLAPP, W. E. The effect of high-lime, filter cake sewage sludge on corn yield and nutrient uptake. In: UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA / Agricultural Research Service. **Utilization of sewage wastes on land.** Minnesota: USDA, 1983. p. F1 - F14.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Zoneamento Ecológico para Plantios Florestais no Estado do Paraná.** Brasília: DDT/CNPF, 1986. 89 p.
- \_\_\_\_\_. **Manual de métodos de análise de solos.** Rio de Janeiro, ed. 2, SNLCS, 1997.
- ELLIOTT, H. A.; LIBERATI, M. R.; HUANG, C. P. Competitive adsorption of heavy metals by soils. **J. Environ. Qual.**, v. 15, 1986. p. 214 - 219.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION SERVICE OF CANADA – EPS. Environment Canada. **Manual for land application of treated municipal wastewater and sludge.** Ontario: EPS, 1984. 216 p. (6-EP-84-1).

FERNANDES, F. Lodo em estações de tratamento de águas e esgotos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 2, n. 1, 1997. p. 169.

\_\_\_\_\_. **Levantamento das produções e plano básico para a gestão o lodo de esgoto gerado pela Sanepar**. Curitiba: SANEPAR, 1998. 78 p. (Relatório Técnico).

FERNANDES, F.; ANDRAUS, S.; ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P.; BORGES, J. C.; CANTO, L. A.; MEDEIROS, M. L. M. B. Eficiência dos processos de desinfecção do lodo da ETE Belém (Curitiba, Paraná) com vistas a seu uso agrícola. **Sanare**, Curitiba, v. 5, n. 5, 1996. p. 46 - 57. Sanepar.

FERNANDES, F.; ANDREOLI, C. V.; WEIGERT, W.; BONNET, B. R. P. Land application of sewage sludge: a programme for the State of Paraná. *In.*: **III Seminário Internacional sobre Problemas Ambientais dos Centros Urbanos**. *Anais...* Rio de Janeiro: Biosfera. 1995.

FERNANDES, F.; PIERRO, A. C.; YAMAMOTO, R. Y. Produção de fertilizante orgânico por compostagem do lodo gerado por estações de tratamento de esgotos. **Pesq. Agropec. Bras.** Brasília, v. 28, n. 5, 1993. p. 567 - 574.

FERRIER, R. C.; EDWARDS, A. C.; DUTCH, J.; WOLSTENHOLME, R.; MITCHELL, D. S. Sewage sludge as a fertilizer of pole forests: short-term hydrochemical fluxes and foliar response. **Soil Use and Management**, v. 12, n. 1, 1996. p. 1-7.

FERRON, R. M. Produção de mudas de erva-mate em tubetes plásticos. *In.*: **I Congresso Sul-americano da Erva-mate/II Reunião Técnica do Cone Sul sobre a Cultura da Erva-mate**. *Anais...* Curitiba, 1997. p. 153-172.

GAMBALE, W.; PAULA, C. R.; CORREA, B. Avaliação da microbita fúngica em lodo digerido submetido a tratamento químico e térmico. **Rev. Microbiologia**, São Paulo: v. 18, t. 4, 1987. p. 363-365.

- GOMES, J. M.; COUTO, L.; PEREIRA, A. R. Uso de diferentes substratos na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* em tubetes e em bandejas de isopor. *Árvore*, Viçosa, n. 9, v. 1, 1985. p. 58-86.
- GRECA, D. Acondicionamento, armazenamento e transporte de resíduos industriais perigosos. Secretaria Municipal de Saneamento Industrial. *In: I Simpósio sobre Destinação de Resíduos Sólidos Industriais. Anais...* Curitiba: UFPR, 1994. 12 p.
- GREZ, R.; GERDING, V. Reciclaje de residuos de origen forestal en Chile: experiências sobre aprovechamiento de ceniza, aserrín y corteza. *In: Workshop Sul-americano sobre usos alternativos de resíduos de origem florestal e urbana. Anais...* Curitiba, 1997. p. 28 - 48.
- HAAG, H. P.; DECHEN, A. R.; CARMELLO, Q. A. C. Essências florestais *In: FERREIRA, M. E.; PESSOA DA CRUZ, M. C., Eds. Micronutrientes na Agricultura*. Piracicaba: POTAFOS/CNPq, 1991. p. 682-734.
- HANDRECK, K. A. Effect of pH on the uptake of Cd, Cu and Zn from soilless media containing sewage sludge. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, v. 25, 1994. p. 1913-1927.
- HAYS, B. D. Review Paper: potential for parasitic disease transmission with land application of sewage plant effluents and sludges. *Water Research*, Great Britain, v. 1, 1977. p. 583 - 595.
- HELLER, L. **Associação entre cenários de saneamento e diarreia em Betim, MG: o emprego do delineamento epidemiológico caso-controle na definição de prioridades de intervenção**. Tese (Doutorado em Ciência Animal). UFMG/Escola de Veterinária. Belo Horizonte, 1995. 294 p.

- HENRY, C.L.; COLE, D.W.; HINCKLEY, T.M. *et al.* The use of municipal and pulp and paper sludges to increase production in forestry. **Journ. Sustainable Forestry**, v. 1, n. 3, 1993. p. 41 - 55.
- HILDEBRAND, C. **Manual de análise química de solos e plantas**. Curitiba: UFPR, 1977. 255 p.
- HUANG, J. Y. C. Sewage disposal. *In.*: **Microsoft Encarta 1995**. USA: Funk & Wagnalis, 1995 (*CD Rom*).
- HUE, N. V.; SILVA, J. A.; ARIFIN, R. Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. **J. Environ. Qual.**, v. 17, n. 3, 1988. p. 380 - 390.
- IHLENFELD, R. G. K.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V. Fatores Limitantes. *In.*: **Uso e Manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. p. 43-46.
- IMHOFF, K.; IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: Edgard Blücher, 1986. 301 p.
- INSTITUTO DE TERRAS E CARTOGRAFIA - ITC. **Viveiros Florestais Comunitários: Manual de Orientação Técnica de Sementes, Viveiros e Plantios Florestais**. Curitiba: SEAB, 1980. 123 p.
- JESUS, R.; LOGISTER, F.; MENANDRO, M. S. Efeito da luminosidade e do substrato na produção de mudas de *Cordia trichotoma* Vell. *In.*: **IV Congresso Florestal Estadual. Anais...** Nova Prata, 1988. p. 459 - 478.
- JONES Jr., J. B.; CASE, V. W. Sampling, handling and analysing plant tissue samples. *In.*: WESTERMAN, R. L., Ed. **Soil testing and plant analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 389-437.

- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, ed. 3, 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 esoto e calcário. **Rev. Bras. Ciên. Solo**, Campinas, v. 15. 1991. p. 237 - 240.
- KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Ceres, 1979.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. São Paulo: Ceres, 1985.
- KLABIN. **Informações Gerais: viveiro setorizado**. KLABIN/GEO/DESE. Telêmaco Borba, 1996. 14 p.
- KOEHLER, C. W.; RADOMSKI, M. I.; NETO, J. M. Uso do lodo de esgotos da ETE Belém na recuperação de áreas degradadas por mineração de calcário. *In: I Simpósio Sul-americano de Recuperação de Áreas Degradadas. Anais...* Foz do Iguaçu, 1994. p. 606.
- KRAUSS, G.D.; PAGE, A.L. Wastewater, sludge and food crops. **Biocycle**, v.38, n.2, 1997. p.74-82.
- KULCHETSKI, L.; OLIVEIRA, E. A.; BITTENCOURT, J. V. M. Avaliação de diferentes combinações de reguladores vegetais no enraizamento de estacas de erva-mate. *In: I Congresso Sul-americano da Erva-mate/II Reunião Técnica do Cone Sul sobre a Cultura da Erva-mate. Anais....* Curitiba, p. 425 - 426. 1997.
- LEVINE, M. B.; HALL, A.T.; BARRETT, G. W. Heavy metals concentrations during ten years of sludge treatment to an old-field community. **J. Environ. Qual.**, v. 18, 1989. p. 411 - 418.
- LOPES, A. S. Micronutrientes: filosofias de aplicação, fontes, eficiência agrônômica e preparo de fertilizantes. *In: FERREIRA, M. E., PESSOA DA CRUZ, M. C., Eds. Micronutrientes na Agricultura*. Piracicaba: POTAFOS/CNPq, 1991. p. 357 - 390.'

- LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, ed. 2, v. 1, 1998. 352 p.
- LOURENÇO, R. S.; ANJOS, A. R. M.; MEDRADO, M. J. S.; LIBARDI, P. L. Efeito do Lodo de Esgoto na Produtividade de Milho e Feijão no Sistema de Produção da Bracatinga. **Sanare**, Curitiba, v. 5, n. 5, 1996. p. 90 - 92.
- LOURENÇO, R. S.; MEDRADO, M. J. S.; FOWLER, J. A. P.; MOSELE, S. Influência do substrato do desenvolvimento de mudas de erva-mate. *In.: I Congresso Sul-americano da Erva-mate/II Reunião Técnica do Cone Sul sobre a Cultura da Erva-mate. Anais...* Curitiba, p. 428 - 429. 1997.
- LUCCHESI, L. A. C. **The effects os two processed sewage sludges os the characteristics of three soils from Paraná, Brazil and the behavior of sludge zinc**. Tese (Doutorado). Graduate School of The Ohio State University. Cincinnati, 1997. 359 p.
- LUDOVICE, M. Gestão de Biossólidos e o Mercosul. *In: I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul. Anais...* Curitiba, 1998. 326 p.
- LUE-HING, C.; MATTHEWS, P.; NÀMER, J. et al. Sludge management in highly urbanized areas. *In: MATTHEWS, P., Ed. A global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal*. London: IAWQ, 1997. p.7 - 12.
- MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 1980. 251 p.
- MALAVOLTA, E.; BOARETTO, A. E.; PAULINO, V. T. Micronutrientes: uma visão geral. *In: FERREIRA, M. E.; PESSOA DA CRUZ, M. C., Eds. Micronutrientes na Agricultura*. Piracicaba: POTAFOS/CNPq, 1991. p. 1 - 33.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional de plantas: princípios e aplicações**. 2ª Ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. San Diego: Academic Press, 1986.
- MARTINS, M. T.; SANCHEZ, P. S.; MARQUES, E. Eficácia do tratamento químico e térmico na destruição de patógenos em lodo digerido. **Rev. Microbiologia**, São Paulo, v. 17, t. 2, 1986. p. 148 - 154.
- MELO, W. J.; LEMOS, E. G. M. Análise bioquímica de plantas. *In*: FERREIRA, M. E.; PESSOA DA CRUZ, M. C., *Eds. Micronutrientes na Agricultura*. Piracicaba: POTAFOS/CNPq, 1991. p. 309 - 331.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.A.; SANTIAGO, G. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **R. Bras. Cienc. Solo**. Campinas, v. 18, 1994. p. 449 - 455.
- MENDES, J. T. G. **Determinação de parâmetros operacionais para ETEs e pesquisa quanto à disposição do lodo excedente: análise econômica do lodo da ETE Curitiba**. Curitiba: SUREHMA / FINEP, 1981. 43 p. (Relatório, 9).
- MISRA, S. G.; DINESH, M.; MANI, D. Uptake of pollutants from sewage sludge affected by phosphate addition. **Environment and Ecology**, v.13, n.2, 1995. p. 197-299.
- MIYAZAWA, M.; BLOCH, M. F. M.; FERNANDES, F. Teores de metais pesados de alguns resíduos orgânicos do Estado do Paraná. *In*: **VI Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Pesquisadores Nikkeis**. *Anais...* Ilha Solteira, 1998.
- MIYAZAWA, M.; KAMAGAWA, M. Y.; MATTOS, M. S.; MORAES, S. R.; PARRA, M. S. Lixiviação de Metais Pesados do Lodo de Esgoto no Solo. **Sanare**, Curitiba, v. 5, n. 5, 1996. p. 63 - 67.
- MOONEY, L. Beneficial use program for New York city's sludge. **Biocycle**, v.22, n.8, 1992. p.72-73.



- MORAIS, S. M. J.; ATAIDES, P. R. V.; GARCIA, D. C.; KURTZ, F. C.; OLIVEIRA, O. S.; WATZLAMICK, L. F. Uso do lodo de esgoto da Corsan/Santa Maria (RS) comparado com outros substratos orgânicos. **Sanare**, Curitiba, v. 6, n. 6, 1996. p. 44 - 49.
- MORENO, J. L.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, J.; PASCUAL, J. A. Tranference of heavy metais from a calcareous soil amended with sewage sludge compost to barley plants. **Bioresource Technol.**, v. 55, 1996. p. 251 - 258.
- MORO, L.; GONÇALVES, J. L. M. Efeito da cinza de biomassa florestal sobre a produtividade de povoamentos puros de *Eucalyptus grandis* e avaliação financeira. *In: XIII Congresso Latino-americano de Ciência do Solo. Anais... Águas de Lindóia, USP/SLCS/SBCS/CEA/SBM, 1996 (CD Rom).*
- MUNSON, R. D.; NELSON, W. L. Principles and practices in plant analysis. *In: WESTERMAN, R. L., Ed. Soil testing and plant analysis. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 359-387.*
- NICOLOSO, F. T.; GARLET, A.; ZANCHETTI, F.; SEBEM, E. Efeitos do método de escarificação na superação da dormência de sementes e de substratos na germinação e no desenvolvimento da grápia (*Apuleia leiocarpa*). **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 27, n. 3, 1997. p. 419 - 424.
- OEA/OPS. Práticas de gestão de recursos hídricos para a proteção da saúde humana. Washington: OEA/OPS, 2000.
- OLIVEIRA, E. L. **Avaliação do lodo de esgoto urbano e seu potencial para uso na agricultura.** Curitiba: IAPAR, 1982. (*Relatório Técnico*).
- OMS/OPS. **Análise setorial do abastecimento de água e esgotamento sanitário.** Curitiba: OMS/OPS, 1994.
- \_\_\_\_\_. **La Salud en las Americas.** Washington: OMS/OPS, 1998.

- OLIVEIRA, F.C.; MARQUES, M.O.; BELLINGIERI, P.A. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Sci. Agric.** Piracicaba, v. 52, t. 2, 1995. p. 360 - 367.
- OUTWATER, A. B. **Reuse of sludge and mine wastewater residuals.** New York: Lewis, 1994. 179 p.
- PARANÁ – SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA. **Normas de produção de sementes e mudas frutíferas e florestais.** Curitiba: Comissão Estadual de Sementes e Mudas, 1982. 158 p.
- POMMEL, B. Value of a heat-treated sludge in the phosphorus fertilization. **European Journal of Agronomy**, v. 4, n. 3, 1995. p. 395 – 400.
- RECHIGL, J. E. **Soil amendants: impacts on biotic systems.** Boca Ratón: CRC, 1995. 321 p.
- REIFF, F. M. **Importance of environmental health measures in the prevention and control of taeniasis and cysticercosis.** 1994. 12 p.
- REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Madeiras do Brasil.** Florianópolis: Lunardelli, 1979. 320 p.
- RIBEIRO, M. A. C. Amazônia: a dimensão do urbano e a qualidade ambiental. **R. Bras. Geogr.** 57 (2): 41-45. Rio de Janeiro, 1995.
- ROCHA, M. T. **Utilização de lodo de esgoto na agricultura: um estudo de caso para as bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá.** Dissertação (Mestrado em Agronomia) –ESALq, USP. Piracicaba, 1999.
- ROGALLA, F. Produção, caracterização e processamento de biossólidos. *In: I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul. Anais...* Curitiba, 1998. 326 p.

- da ROS, C.O. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. **R. Bras. Cienc. Solo**. Campinas, v. 17, 1993. p. 257 - 261.
- SAABYE, A.; KRÜGER, A. S.; SCHWINNING, H. G. **Treatment and beneficial use of sewage sludge in the European Union**. WEF Conference, 1994. 12 p.
- SABEY, B. R. The use of sewage sludge as a fertilizer. *In* BEWICK. M. W. M. **Handbook of organic waste conversion**. New York: van Nostrand / Reinhold, 1980. 104 p.
- SANTOS, H. F. Aplicação do lodo de estações de tratamento de esgotos em solos agrícolas. **Revista DAE**, São Paulo, 1979. p. 31 - 48.
- SANTOS-FILHO, A.; TOURINHO, L. C. N. **Caracterizações analíticas de lodo e interpretações para fins agrícolas**. Curitiba: 1981.
- SMITH, S. R. Effects of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils: cadmium uptake by crops and implications for human dietary intake. **Environmental Pollution**, United Kingdom, n. 86, 1994a. p. 5 - 13.
- \_\_\_\_\_. Effects of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils: nickel, copper and zinc uptake and toxicity to ryegrass. **Environmental Pollution**, United Kingdom, n. 85, 1994b. p. 321-327.
- SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL – SPVS. **Nossas Árvores: manual para recuperação da reserva florestal legal**. Curitiba: FNMA, 1996. 84 p.
- SOPPER, W. E. **Municipal sludge use in land reclamation**. New York: Lewis, 1993. 163 p.
- SOUZA, M. L. P.; ANDREOLI, C. V.; AMARAL, M. B.; DOMASZAK, S. C. Levantamento Preliminar dos Teores de Metais Pesados em Alguns Solos do Paraná. **Sanare**, Curitiba, v. 5, n. 5, 1996 p. 68-75.

- von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.**  
Belo Horizonte: DESA/UFMG, ed. 2, v. 1, 1996. 243 p.
- STURION, J. A. Métodos de produção e técnicas de manejo que influenciam o padrão de qualidade de mudas de essências florestais. *In.: I Seminário de Sementes e Viveiros Florestais. Anais....* v. 2. p. 1 - 26. Curitiba, 1981.
- TAKAMATSU, A. A. **Avaliação da capacidade de lixiviação de metais pesados do lodo ativado da Estação de Tratamento de Esgotos Belém pela bactéria *Thiobacillus ferroxidans*.** Projeto de Dissertação (Mestrado em Biologia do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1993. 33 p.
- TELES, C. R. **Utilização do lodo de lagoa de estabilização canaeróbia como fonte de matéria orgânica e nutrientes na produção de mudas de *Enterolobium contortissiliquum* (Vell) Morong.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 1999. 119 p.
- TELES, C. R.; COSTA, A. N.; GONÇALVES, R. F. Produção de lodo em lagoas de estabilização e seu uso no cultivo de espécies florestais na Região Sudeste do Brasil. **Sanare**, Curitiba, v. 12, n. 12. 1999. p. 53 - 60.
- THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A. Helminth eggs viability in sewage and biosolids sludge in Curitiba, Paraná, Brazil. **Brazilian Arch. Biol. Technol.**, v. 40, n. 4. 1997. p. 829 - 836.
- \_\_\_\_\_. Agentes patogênicos: helmintos e protozoários. *In:* ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F., *Eds. Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções.* Curitiba: SANEPAR/FINEP, 1999. 288 p.
- TUNISON, K. W., BEARCE, B. C., MENSER Jr., H. A. **The utilisation of sewage sludge: bark screenings compost for the culture of blueberries on acid minespoil.** Pennsylvania: University Press, 1982. P. 195-206.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Process design manual for sludge treatment and disposal**. Washington: EPA 625/1, 1974.

\_\_\_\_\_. **Sludge Treatment and Disposal**. Cincinnati: EPA, v. 1 e 2, 1979.

\_\_\_\_\_. **Health effects of land application of municipal sludge**. Research and Development. Cincinnati: EPA/600/1-85/015, 1985. 78 p.

\_\_\_\_\_. **Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge under 40 CFR Part 503**. EPA, 1992.

\_\_\_\_\_. **Guide to biosolids risk assessment for the Part 503 Rule**. Washington: EPA, 1994. 176 p.

\_\_\_\_\_. **Land application of biosolids: Process design manual**. Cincinnati, EPA, 1997. 290 p.

\_\_\_\_\_. **Soil Fumigation**. <http://gnv.ifas.ufl.edu/~fairsweb/text/lh/9373.html>. United States: University of Florida, 1999.

VALENTIN, L. M. T. Incineração de resíduos industriais perigosos: tecnologia InterUdde. *In: Simpósio sobre Destinação de Resíduos Sólidos Industriais. Anais...* Curitiba, UFPR, 1994.

VERACEL. **Formulação para adubação de cobertura**. Eunápolis: 1998 (*Documento interno*).

WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION – WEF. **Assessing the risks of recycling to land**. N55, v. 7, 1998.

WEBBER, M. D.; SHAMMES, A. **Land utilization of sewage sludge: a Discussion Paper**. Toronto: Expert Committee on Soil and Water Management, 1984. 48 p.

WISNIEWSKI, C.; NETO, J. A. M.; PEREIRA, A. M.; RADOMSKI, M. I.; SESSEGOLO, G. C. **Uso do Lodo de Esgoto da ETE Belém na Recuperação e Áreas Degradadas por Mineração de Calcário**. *Sanare*, Curitiba, v. 5, n. 5, 1996. p. 76-85.

WORLD BANK. **Gestão dos Problemas de Poluição: Agenda Ambiental Marrom. V.**

I: Relatório de Política. Brasil: 1998.

WOLSTENHOLME, R., DUTCH, J., MOFFAT, A.J.; BAYES, C. D.; TAYLOR, C. M. A. **A**

**Manual of good practice for the use of sewage sludge in forestry.** London:

Forestry Commission of Great Britain, 1992. 20 p. (*Bulletin 107*).

YANKO, W. A. Occurrence of pathogens in distribution and marketing municipal sludges.

*In.:* UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA.

**Environmental regulation and technology: control of pathogens and vector attraction in sewage sludge.** Report USEPA 625/r-92/013, 149, 1992.

**APÊNDICE 1. DADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA PARÂMETROS DE EMERGÊNCIA E SOBREVIVÊNCIA E PARÂMETROS BIOMÉTRICOS AO LONGO DO CRESCIMENTO DAS ESPÉCIES TESTADAS.**

<b>Espécie</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Fontes de variação</b>	<b>Graus de liberdade</b>	<b>Soma dos quadrados</b>	<b>Quadrado médio</b>	<b>Valor de F</b>	<b>Coefficiente de variação</b>
<i>S. terebinthifolius</i>	% emergência em D45	Tratamento	5	726.934	145.387	1.686ns	10.45%
		Erro	12	1.034.990	86.249		
		Total	17	1.761.924			
<i>S. terebinthifolius</i>	altura em D106	Tratamento	5	9.049.688	1.809.938	24.401**	8.75%
		Erro	12	890.101	74.175		
		Total	17	9.939.789			
<i>S. terebinthifolius</i>	diâmetro de colo em D106	Tratamento	5	0.957	0.191	23.947**	5.72%
		Erro	12	0.096	0.008		
		Total	17	1.052			
<i>S. terebinthifolius</i>	relação altura/diâmetro de colo em D106	Tratamento	5	888.326	177.665	11.861**	6.23%
		Erro	12	179.744	14.979		
		Total	17	1.068.069			
<i>S. terebinthifolius</i>	% sobrevivência em D106	Tratamento	5	95.275	19.055	3.572ns	2.33%
		Erro	12	64.010	5.334		
		Total	17	159.285			
<i>S. terebinthifolius</i>	altura em D149	Tratamento	5	20.513.394	4.102.679	28.053**	7.60%
		Erro	12	1.754.952	146.246		
		Total	17	22.268.346			
<i>S. terebinthifolius</i>	diâmetro de colo em D149	Tratamento	5	2.483	0.497	18.709**	6.36%
		Erro	12	0.319	0.027		
		Total	17	2.802			
<i>S. terebinthifolius</i>	relação altura/diâmetro de colo em D149	Tratamento	5	565.442	113.088	7.172**	6.45%
		Erro	12	189.220	15.768		
		Total	17	754.662			
<i>S. terebinthifolius</i>	% sobrevivência em D149	Tratamento	5	86.619	17.324	2.668ns	2.58%
		Erro	12	77.921	6.493		
		Total	17	164.539			
<i>S. terebinthifolius</i>	altura em D187	Tratamento	5	17.718.035	3.543.607	14.298**	8.18%
		Erro	12	2.974.056	247.838		
		Total	17	20.692.092			
<i>S. terebinthifolius</i>	diâmetro de colo em D187	Tratamento	5	3.393	0.679	17.408**	5.62%
		Erro	12	0.468	0.039		

		Total	17	3.860			
<i>S. terebinthifolius</i>	relação altura/diâmetro de colo em D187	Tratamento	5	191.495	38.299	1.328ns	9.72%
		Erro	12	345.956	28.830		
		Total	17	537.451			
<i>S. terebinthifolius</i>	% sobrevivência em D187	Tratamento	5	203.821	40.764	2.036ns	4.55%
		Erro	12	240.311	20.026		
		Total	17	444.132			
<i>M. scabrella</i>	% emergência em D45	Tratamento	5	364.604	72.921	1.841ns	7.55%
		Erro	12	475.219	39.602		
		Total	17	839.823			
<i>M. scabrella</i>	altura em D106	Tratamento	5	28.497.620	5.699.524	33.018**	13.99%
		Erro	12	2.071.429	172.619		
		Total	17	30.569.049			
<i>M. scabrella</i>	diâmetro de colo em D106	Tratamento	5	1.222	0.244	45.122**	5.87%
		Erro	12	0.065	0.005		
		Total	17	1.287			
<i>M. scabrella</i>	relação altura/diâmetro de colo em D106	Tratamento	5	6.375.827	1.275.165	26.584**	9.83%
		Erro	12	575.605	47.967		
		Total	17	6.951.432			
<i>M. scabrella</i>	% sobrevivência em D106	Tratamento	5	1.511.875	302.375	6.223**	7.78%
		Erro	12	583.054	48.588		
		Total	17	2.094.929			
<i>M. scabrella</i>	altura em D149	Tratamento	5	45.425.689	9.085.138	93.339**	7.58%
		Erro	12	1.168.019	97.335		
		Total	17	46.593.708			
<i>M. scabrella</i>	diâmetro de colo em D149	Tratamento	5	2.143	0.429	116.709**	4.02%
		Erro	12	0.044	0.004		
		Total	17	2.187			
<i>M. scabrella</i>	relação altura/diâmetro de colo em D149	Tratamento	5	6.367.439	1.273.488	61.202**	5.55%
		Erro	12	249.694	20.808		
		Total	17	6.617.133			
<i>M. scabrella</i>	% sobrevivência em D149	Tratamento	5	6.369.408	1.273.882	27.420**	8.21%
		Erro	12	557.499	46.458		
		Total	17	6.926.907			
<i>M. scabrella</i>	altura em D187	Tratamento	5	55.380.650	11.076.130	76.397**	8.08%
		Erro	12	1.739.766	144.981		



		Total	17	57.120.416				
<i>M. scabrella</i>	diâmetro de colo em D187	Tratamento	5	0.454	0.091	0.177ns	40.72%	
		Erro	12	6.147	0.512			
		Total	17	6.600				
<i>M. scabrella</i>	relação altura/diâmetro de colo em D187	Tratamento	5	8.740.360	1.748.072	44.306**	7.16%	
		Erro	12	473.453	39.454			
		Total	17	9.213.813				
<i>M. scabrella</i>	% sobrevivência em D187	Tratamento	5	8.471.292	1.694.258	23.341**	10.60%	
		Erro	12	871.058	72.588			
		Total	17	9.342.350				
<i>E. viminalis</i>	% emergência em D45	Tratamento	5	1.208.664	241.733	1.442ns	14.23%	
		Erro	12	2.010.950	167.579			
		Total	17	3.219.613				
<i>E. viminalis</i>	altura em D106	Tratamento	5	28.338.188	5.667.638	21.467**	8.86%	
		Erro	12	3.168.178	264.015			
		Total	17	31.506.366				
<i>E. viminalis</i>	diâmetro de colo em D106	Tratamento	5	0.755	0.151	33.140**	5.08%	
		Erro	12	0.055	0.005			
		Total	17	0.810				
<i>E. viminalis</i>	relação altura/diâmetro de colo em D106	Tratamento	5	1.880.245	376.049	4.691*	6.56%	
		Erro	12	962.015	80.168			
		Total	17	2.842.260				
<i>E. viminalis</i>	% sobrevivência em D106	Tratamento	5	99.579	19.916	3.187ns	2.56%	
		Erro	12	74.998	6.250			
		Total	17	174.578				
<i>E. viminalis</i>	altura em D149	Tratamento	5	26.171.279	5.234.256	18.019**	6.49%	
		Erro	12	3.485.859	290.488			
		Total	17	29.657.138				
<i>E. viminalis</i>	diâmetro de colo em D149	Tratamento	5	0.757	0.151	15.252**	5.33%	
		Erro	12	0.119	0.010			
		Total	17	0.876				
<i>E. viminalis</i>	relação altura/diâmetro de colo em D149	Tratamento	5	634.140	126.828	7.498**	2.92%	
		Erro	12	202.972	16.914			
		Total	17	837.112				
<i>E. viminalis</i>	% sobrevivência em D149	Tratamento	5	385.762	77.152	3.165ns	5.20%	

		Erro	12	292.481	24.373		
		Total	17	678.243			
<i>E. viminalis</i>	altura em D187	Tratamento	5	22.453.003	4.490.601	13.889**	5.91%
		Erro	12	3.879.743	323.312		
		Total	17	26.332.746			
<i>E. viminalis</i>	diâmetro de colo em D187	Tratamento	5	0.813	0.163	9.459**	5.74%
		Erro	12	0.206	0.017		
		Total	17	1.019			
<i>E. viminalis</i>	relação altura/diâmetro de colo em D187	Tratamento	5	317.871	63.574	3.752*	3.09%
		Erro	12	203.319	16.943		
		Total	17	521.190			
<i>E. viminalis</i>	% sobrevivência em D187	Tratamento	5	466.022	93.204	3.914ns	5.16%
		Erro	12	285.736	23.811		
		Total	17	751.759			
Análise conjunta	% emergência em D45	Tratamento	5	1.292.045	258.409	2.436ns	11.74%
		Espécie	2				
		Tratamento x Espécie	10				
		Erro	36	5.090.940	106.061		
		Total	53	6.382.985			

**APÊNDICE 2. DADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA DETERMINAÇÃO FINAL DE PARÂMETROS BIOMÉTRICOS DAS TRÊS ESPÉCIES TESTADAS E MATRIZ DE CORRELAÇÃO PARA OS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS DAS TRÊS ESPÉCIES FLORESTAIS TESTADAS.**

<b>Espécie</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Fontes de variação</b>	<b>Graus de liberdade</b>	<b>Soma dos quadrados</b>	<b>Quadrado médio</b>	<b>Valor de F</b>	<b>Coefficiente de variação</b>
<i>S. terebinthifolius</i>	relação altura/diâmetro de colo	Tratamento	5	214.783	42.957	2.102ns	8.29%
		Erro	12	245.200	20.433		
		Total	17	459.984			
<i>S. terebinthifolius</i>	altura	Tratamento	5	18.913.169	3.782.634	11.263*	8.88%
		Erro	12	4.030.238	335.853		
		Total	17	22.943.407			
<i>S. terebinthifolius</i>	diâmetro de colo	Tratamento	5	2.737	0.547	7.915*	6.92%
		Erro	12	0.830	0.069		
		Total	17	3.567			
<i>S. terebinthifolius</i>	biomassa aérea	Tratamento	5	78.054	15.611	10.195*	15.45%
		Erro	12	18.374	1.531		
		Total	17	96.429			
<i>S. terebinthifolius</i>	biomassa de raízes	Tratamento	5	14.463	2.893	12.409*	12.04%
		Erro	12	2.797	0.233		
		Total	17	17.260			
<i>S. terebinthifolius</i>	relação biomassa aérea/biomassa de raízes	Tratamento	5	0.273	0.055	2.644ns	7.28%
		Erro	12	0.248	0.021		
		Total	17	0.520			
<i>M. scabrella</i>	relação altura/diâmetro de colo	Tratamento	5	6.148.871	1.229.774	4.434*	18.86%
		Erro	12	3.327.936	277.328		
		Total	17	9.476.807			
<i>M. scabrella</i>	altura	Tratamento	5	61.559.059	12.311.812	31.719*	12.49%
		Erro	12	4.657.888	388.157		
		Total	17	66.216.947			
<i>M. scabrella</i>	diâmetro de colo	Tratamento	5	2.105	0.421	63.788*	4.87%
		Erro	12	0.079	0.007		
		Total	17	2.185			
<i>M. scabrella</i>	biomassa aérea	Tratamento	5	4.953	0.991	6.391*	30.79%
		Erro	12	1.860	0.155		
		Total	17	6.813			
<i>M. scabrella</i>	biomassa de raízes	Tratamento	5	9.166	1.833	4.394*	32.05%
		Erro	12	5.006	0.417		

<i>M. scabrella</i>	relação biomassa aérea/biomassa de raízes	Total	17	14.172			
		Tratamento	5	0.181	0.036	2.682ns	18.25%
		Erro	12	0.162	0.014		
		Total	17	0.343			
<i>E. viminalis</i>	relação altura/diâmetro de colo	Tratamento	5	291.355	58.271	1.071ns	5.62%
		Erro	12	652.784	54.399		
		Total	17	944.139			
<i>E. viminalis</i>	altura	Tratamento	5	19.195.209	3.839.042	4.561*	9.19%
		Erro	12	10.100.288	841.691		
		Total	17	29.295.496			
<i>E. viminalis</i>	diâmetro de colo	Tratamento	5	0.850	0.170	14.962*	4.36%
		Erro	12	0.136	0.011		
		Total	17	0.987			
<i>E. viminalis</i>	biomassa aérea	Tratamento	5	12.675	2.535	3.677*	14.01%
		Erro	12	8.273	0.689		
		Total	17	20.948			
<i>E. viminalis</i>	biomassa de raízes	Tratamento	5	3.284	0.657	8.415*	10.90%
		Erro	12	0.937	0.078		
		Total	17	4.220			
<i>E. viminalis</i>	relação biomassa aérea/biomassa de raízes	Tratamento	5	0.415	0.083	1.867ns	9.07%
		Erro	12	0.534	0.044		
		Total	17	0.949			
Análise conjunta	relação altura/diâmetro de colo	Tratamento	5	59.985.592	3.528.564	30.059*	11.86%
		Espécie	2				
		Tratamento x Espécie	10				
		Erro	36	4.225.920	117.387		
		Total	53	64.211.512			
Análise conjunta	altura	Tratamento	5	335.238.315	19.719.901	37.785*	10.08%
		Espécie	2				
		Tratamento x Espécie	10				
		Erro	36	18.788.414	521.900		
		Total	53	354.026.728			
Análise conjunta	diâmetro de colo	Tratamento	5	47.688	2.805	96.577*	6.46%
		Espécie	2				
		Tratamento x Espécie	10				
		Erro	36	1.046	0.029		
		Total	53				

Análise conjunta	biomassa aérea	Total	53	48.733			
		Tratamento	5	523.272	30.781	38.871*	17.54%
		Espécie	2				
		Tratamento x Espécie	10				
Análise conjunta	biomassa de raízes	Erro	36	28.507	0.792		
		Total	53	551.779			
		Tratamento	5	65.177	3.834	15.792*	17.21
		Espécie	2				
Análise conjunta	relação biomassa aérea/biomassa de raízes	Tratamento x Espécie	10				
		Erro	36	8.740	0.243		
		Total	53	73.917			
		Tratamento	5	29.429	1.731	66.048*	9.84%
		Espécie	2				
		Tratamento x Espécie	10				
		Erro	36	0.944	0.026		
		Total	53	30.372			

Parâmetro	relação altura/diâmetro de colo	espécie	altura	diâmetro de colo	biomassa aérea	biomassa de raízes	relação biomassa aérea/biomassa de raízes	tratamento
relação altura/diâmetro de colo	1.000							
espécie	0.909	1.000						
altura	0.711	0.551	1.000					
diâmetro de colo	-0.420	-0.583	0.291	1.000				
biomassa aérea	-0.128	-0.266	0.539	0.903	1.000			
biomassa de raízes	-0.270	-0.505	0.347	0.883	0.842	1.000		
relação biomassa aérea/biomassa de raízes	0.255	0.192	0.702	0.593	0.801	0.412	1.000	
tratamento	0.886	0.944	0.568	-0.513	-0.214	-0.412	0.175	1.000

**APÊNDICE 3. DADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA ESTADO NUTRICIONAL DE *S. TEREBINTHIFOLIUS* E MATRIZ DE CORRELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS NUTRICIONAIS PARA A PARTE AÉREA E OS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS DETERMINADOS EM *S. TEREBINTHIFOLIUS*.**

Parâmetro	Fontes de variação	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrado médio	Valor de F	Coefficiente de variação
N	Tratamento	5	12.914	2.583	6.229*	9.79%
	Erro	12	4.976	0.415		
	Total	17	17.890			
P	Tratamento	5	0.743	0.149	7.865*	8.06%
	Erro	12	0.227	0.019		
	Total	17	0.969			
K	Tratamento	5	26.598	5.320	31.497*	6.00%
	Erro	12	2.027	0.169		
	Total	17	28.624			
Ca	Tratamento	5	29.078	5.816	27.119*	9.41%
	Erro	12	2.573	0.214		
	Total	17	31.651			
Mg	Tratamento	5	17.496	3.499	88.713*	7.08%
	Erro	12	0.473	0.039		
	Total	17	17.969			
Fe	Tratamento	5	14066.667	2813.333	1.713 <sup>ns</sup>	36.18%
	Erro	12	19705.333	1642.111		
	Total	17	33772.000			
Mn	Tratamento	5	3537.333	707.467	69.209*	10.54%
	Erro	12	122.667	10.222		
	Total	17	3660.000			
Cu	Tratamento	5	15.111	3.022	1.943 <sup>ns</sup>	15.81%
	Erro	12	18.667	1.556		
	Total	17	33.778			
Zn	Tratamento	5	1856.944	371.389	39.792*	16.03%
	Erro	12	112.000	9.333		
	Total	17	1968.944			
Al	Tratamento	5	3672.500	734.500	1.149 <sup>ns</sup>	35.53%
	Erro	12	7674.000	639.500		
	Total	17	11346.500			

Parâmetro	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	altura	diâmetro de colo	biomassa aérea	biomassa de raízes	tratamento
P	1.000										
K	0.472	1.000									
Ca	-0.621	-0.879	1.000								
Mg	0.529	0.354	-0.331	1.000							
Mn	-0.659	-0.762	0.907	-0.180	1.000						
Zn	-0.636	-0.763	0.853	-0.501	0.843	1.000					
altura	-0.480	-0.452	0.309	-0.841	0.143	0.428	1.000				
diâmetro de colo	0.233	-0.288	0.140	-0.838	-0.044	0.277	0.853	1.000			
biomassa aérea	-0.522	-0.532	0.389	-0.849	0.222	0.501	0.966	0.878	1.000		
biomassa de raízes	-0.554	-0.606	0.513	-0.853	0.355	0.600	0.909	0.882	0.967	1.000	
tratamento	-0.428	-0.214	0.361	-0.623	0.397	0.571	0.228	0.296	0.329	0.406	1.000

**APÊNDICE 4. DADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA TEOR DE N NAS RAÍZES DAS MUDAS DAS TRÊS ESPÉCIES TESTADAS.**

Espécie	Fontes de variação	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrado médio	Valor de F	Coefficiente de variação
<i>S. terebinthifolius</i>	Tratamento	5	4.280	0.856	1.178 <sup>ns</sup>	12.47%
	Erro	12	8.721	0.727		
	Total	17	13.000			
<i>M. scabrella</i>	Tratamento	5	52.461	10.492	6.261*	8.15%
	Erro	12	20.111			
	Total	17	72.572	1.676		
<i>E. viminalis</i>	Tratamento	5	31.909	6.382	7.934*	11.62%
	Erro	12	9.653	0.804		
	Total	17	41.562			