**INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DO LODO DE ESGOTO (BIOSSÓLIDO) SOBRE
A CONCENTRAÇÃO E O ESTOQUE DE NUTRIENTES NA BIOMASSA DO SUB-
BOSQUE, NA SERAPILHEIRA E NO SOLO DE UM TALHÃO DE *E.grandis*.**

CLÁUDIA IRENE DE OLIVEIRA REZENDE

Dissertação apresentada à Escola Superior de
Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São
Paulo, para obtenção do título de Mestre em
Ecologia de Agroecossistemas.

P I R A C I C A B A
Estado de São Paulo – Brasil
Fevereiro - 2005

**INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DO LODO DE ESGOTO (BIOSSÓLIDO) SOBRE
A CONCENTRAÇÃO E O ESTOQUE DE NUTRIENTES NA BIOMASSA DO SUB-
BOSQUE, NA SERAPILHEIRA E NO SOLO DE UM TALHÃO DE *E.grandis*.**

CLÁUDIA IRENE DE OLIVEIRA REZENDE
Engenheiro Florestal

Orientador Prof. Dr. **FABIO POGGIANI**

Dissertação apresentada à Escola Superior de
Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São
Paulo, para obtenção do título de Mestre em
Ecologia de Agroecossistemas.

P I R A C I C A B A
Estado de São Paulo - Brasil
Fevereiro - 2005

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Rezende, Cláudia Irene de Oliveira

Influência da aplicação do lodo de esgoto (Biossólido) sobre a concentração e o estoque de nutrientes na biomassa do sub-bosque, na serapilheira e no solo de um talhão de *E. grandis* / Cláudia Irene de Oliveira Rezende. - - Piracicaba, 2005.
81 p.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2005.
Bibliografia.

1. Biomassa 2. Biossólido – Influência 3. Eucalipto 4. Lodo de esgoto 5. Metais 6.
Serapilheira 7. Solos I. Título

CDD 634.9734

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

OFEREÇO

A Deus, pela sua imensa bondade em me amar, mesmo sem receber nada em troca.

Aos momentos que não vivi: chuvas torrenciais que não tomei, conversas amigas que não pude ter, brincadeiras e alegrias com os sobrinhos que não participei, descansos na grama e passeios com a minha cadelinha que adiei, livros que não li, filmes que não vi, danças que não dancei, afagos que não dei e não recebi. Aos momentos que vivi: tarefas cumpridas, tristezas e alegrias divididas, cafés compartilhados, amizades enriquecedoras, olhar amoroso da minha cadela Anita, conhecimentos adquiridos, vitórias alcançadas, sossego e aves na vila da pós-graduação, beleza de encher os olhos da paisagem da Esalq, esperança e sonho de uma vida melhor.

À natureza bela que nos enche os olhos e os ouvidos de poesia:

*“Como eu preciso de campo,
De folhas, brisas, vertentes,
Encosto-me a ti, que és árvore,
De onde vão caindo flores
Sobre os meus olhos dormentes”*

Cecília Meirelles

AGRADEÇO

- ❖ *Ao Prof. Fábio Poggiani, pelo apoio, orientação e persistência;*
- ❖ *À minha família, que sempre de longe me apoiou e me amou: Vanir (mãe), Carlos (irmão e provedor do meu sustento), Carla (irmã), Margareth (irmã), Cíntia (irmã), Mary (cunhada), Júlio(cunhado); Ana Flávia, Ana Luíza, Anna Cristina e Jonas (sobrinhos) e ao meu saudoso pai Wilson Rezende;*
- ❖ *Aos amigos e colegas da vila da pós-graduação, que conviveram nos momentos difíceis e alegres, nas festas e risadas noite adentro e nas conversas mais sérias, principalmente Wirifran, Zaiame, Daniela, Maria Cláudia, Milenas Lisita e Ramires, Míriam, Flávia, Márcia, Mariana, Giselle, Vanderlei e Raquel portuguesa, que sempre foram o meu abraço amigo,*
- ❖ *Aos amigos e companheiros da sala da pós graduação da “floresta”: Marcelino (irmão) e Ana Cláudia, Cláudia Coelho, Carlos , Vítor, Valquíria, Raquel, Vânia, Andréia Mosca , Andréia Damasceno, Wiri, Cláudio, Giselle e vários que por ali passaram,*
- ❖ *Aos amigos Sílvia (Oka), Márcia (Fanny) e Aninha (Usp-recicla) pela amizade querida e pelos ouvidos sempre abertos;*
- ❖ *Aos amigos que sempre me incentivaram e gostaram de mim: Rosemary, Elder, Paula, Noara, Suzana, Sandra, Elisângela, Fernando, Liziane, Luíza, Danila, Ricardo, Gabriela, Juliane, Juliana e Xuxete e tantos outros;*
- ❖ *À Vera Lex Engel, pela eterna orientação e amizade de irmã;*
- ❖ *Às alunas da turma de 2002 da engenharia florestal da Esalq: Mariana e Marina, que foram os meus braços direito e esquerdo no campo;*
- ❖ *Aos alunos de pós Paulo Müller e Carlos Vera pela ajuda preciosa nos gráficos e com o SAS; Sílvia (oka) e Cláudia Coelho pela revisão cuidadosa da dissertação e Vítor pela revisão do summary;*
- ❖ *Ao pesquisador Jean Paul Laclau, pela disposição em me auxiliar;*

- ❖ *Ao Programa de Pós-Graduação de Interunidades Ecologia de Agroecossistemas, principalmente à secretária Regina;*
- ❖ *Ao serviço de assistência social da ESALQ (Dvatcom), principalmente à Solange pelo carinho e compreensão;*
- ❖ *Aos funcionários do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ: Alexandre, Margareth, Marialice, Daniel, Olicina, Paulinho, Evandro e José Martins, pelo atendimento amigável e ao chefe Fernando Seixas pelo respeito mútuo;*
- ❖ *Ao Rildo Moreira e a todo o pessoal da Estação Experimental de Itatinga, que me ajudaram na parte prática do experimento com valiosas sugestões e muito trabalho;*
- ❖ *Para Alba, funcionários e estagiários do Laboratório de Ecologia Aplicada e Profa. Maria Emília, Lenita e estagiários do Laboratório de Química Ambiental da ESALQ, pela atenção e dedicação;*
- ❖ *Ao serviço de pós-graduação e da Biblioteca pela simpatia e eficiência;*
- ❖ *Aos amigos e “Mestres” Blanco (FCA/Botucatu) e Elisa Vandelli (Embrapa Amazônia Ocidental), pelo carinho e estímulo;*
- ❖ *Aos professores e funcionários do curso de Engenharia Florestal da FCA-UNESP/Botucatu, que me ensinaram o caminho da floresta;*
- ❖ *À Maria Helena, minha vizinha, que sempre cuidou com amor da minha cadela Anita, me deixando despreocupada;*
- ❖ *A todos que com um sorriso, um bom dia, uma sugestão ou um conselho, conseguiram trazer um pouco de luz ao meu dia.*

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	x
RESUMO	xii
SUMMARY	xiv
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1 Biosólido	2
2.1.1 Biossólido: aspectos gerais	2
2.1.2 Características físicas, químicas e biológicas do biossólido	5
2.1.3 Aplicação de biossólido em plantações florestais	6
2.2 Metais pesados: caratecrização, disponibilidade e toxidade	7
2.3 Ciclagem de nutrientes	11
2.3.1 Ciclagem de nutrientes em florestas	11
2.4 Vegetação de sub-bosque	14
2.5 Biomassa de sub-bosque	17
3 MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 Localização e caracterização da área experimental	18
3.2 Caracterização do biossólido utilizado.....	19
3.3 Tratamentos e delineamento experimental	19
3.4 Biomassa aérea e diversidade vegetal do sub-bosque	22
3.4.1 Coleta de biomassa vegetal aérea	24
3.4.2 Preparação do material vegetal	25

3.5 Concentração de nutrientes e metais pesados em folhas de quatro espécies do sub-bosque	25
3.5.1 Descrição das espécies coletadas	26
3.5.2 Preparação das amostras foliares de quatro espécies do sub-bosque	27
3.6 Solo	28
3.6.1 Coleta de solo	28
3.6.1.1 Solo para análise química	28
3.6.1.2 Solo para densidade aparente	28
3.6.2 Preparação das amostras de solo	28
3.6.2.1 Solo para análise química	28
3.6.2.2 Solo para densidade aparente.....	29
3.7 Serapilheira fina acumulada	29
3.7.1 Coleta da serapilheira fina	29
3.7.2 Preparação das amostras de serapilheira	29
3.8 Metodologia de análise química	30
3.8.1 Material vegetal e serapilheira	30
3.8.2 Solo	30
3.9 Metodologia estatística	31
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4.1 Solos	32
4.1.1 Características químicas	32
4.1.2 Teores totais de metais pesados	43
4.1.3 Estoque de nutrientes no solo	44
4.1.4 Densidade aparente do solo	46
4.2 Serapilheira acumulada	47
4.2.1 Teores de nutrientes	47
4.2.2 Biomassa e estoque de nutrientes	49
4.3 Vegetação de sub-bosque	51
4.3.1 Teores de nutrientes	51
4.3.2 Biomassa	54

4.3.3 Estoque de nutrientes	56
4.3.4 Nutrientes e metais pesados em quatro espécies do sub-bosque	58
4.4 Estudo comparativo do estoque de nutrientes.....	65
5 CONCLUSÕES	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69

LISTA DE FIGURAS

	Página
1 Vista lateral da entrada do experimento, com a parte mais baixa do terreno no lado direito da figura . (Observar a vegetação de sub-bosque)	20
2 Disposição dos tratamentos em blocos no talhão 30. (As parcelas estudadas estão em negrito)	22
3 Presença de cervídeos (<i>Mazama gouazoubira</i>) na entrada do experimento, em Itatinga, SP	23
4 Variação do pH (CaCl ₂) ao longo do perfil do solo	33
5 Variação do N total (g.kg ⁻¹) ao longo do perfil do solo	34
6 Variação do P trocável (mg.dm ⁻³) ao longo do perfil do solo	36
7 Variação da matéria orgânica (mg.dm ⁻³) ao longo do perfil do solo	37
8 Variação do cálcio (mmolc.dm ⁻³) ao longo do perfil do solo	38
9 Variação do magnésio (mmolc.dm ⁻³) ao longo do perfil do solo	40
10 Variação do enxofre (mg.dm ⁻³) ao longo do perfil do solo	41
11 Variação do manganês (mg.dm ⁻³) ao longo do perfil do solo	42
12 Variação do zinco (mg.dm ⁻³) ao longo do perfil do solo	42
13 Estoque de nutrientes no solo, nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (biossólido, 20 t.ha ⁻¹ + K), até 60 cm de profundidade	65
14 Estoque de nutrientes na serapilheira acumulada sobre o solo, nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (biossólido, 20 t.ha ⁻¹ + K)	66
15 Estoque de nutrientes na vegetação de sub-bosque, nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (biossólido, 20 t.ha ⁻¹ + K)	67

LISTA DE TABELAS

	Página
1 Caracterização do biossólido utilizado no experimento, produzido pela ETE Barueri. (elementos totais, base seca)	19
2 Adição de nutrientes ao solo nos tratamentos instalados na E.E.C.F. de Itatinga .	21
3 Valores médios das características químicas do solo nos três tratamentos, em diferentes profundidades	39
4 Teores totais de metais pesados no solo: cobre, níquel, zinco e cromo, na profundidade de 0-10 cm, após 68 meses da aplicação do biossólido	43
5 Estoque de nutrientes e matéria orgânica no solo dos três tratamentos e em diferentes profundidades (Kg. ha ⁻¹)	46
6 Valores médios de densidade aparente em g/cm ³ , de solos coletados em três profundidades nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (biossólido, 20 t.ha ⁻¹ + K)	47
7 Teor de nutrientes na serapilheira acumulada sob E. Grandis nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (biossólido, 20 t.ha ⁻¹ + K)	48
8 Biomassa e estoque de nutrientes da serapilheira acumulada nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (biossólido, 20 t.ha ⁻¹ + K)	50
9 Teores de nutrientes no material vegetal de “gramíneas”, “folhas” e “ramos/caules” da vegetação de sub-bosque nos três tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (biossólido, 20 t.ha ⁻¹ + K)	52
10 Valores médios de biomassa da vegetação aérea do sub-bosque, nas categorias monocotiledôneas e dicotiledôneas, coletadas sob plantio de E. grandis, em diferentes tratamentos	54

11	Estoque de nutrientes na biomassa do sub-bosque de <i>E.grandis</i> , nas categorias monocotiledôneas, dicotiledôneas, folhas e ramos-caules e estoque total nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (biossólido, 20 t.ha ⁻¹ + K)	57
12	Teor de nutrientes e metais pesados em <i>Piper aduncum</i> , sob diferentes tratamentos	59
13	Teor de nutrientes e metais pesados em <i>Cenchrus ciliaris</i> , sob diferentes tratamentos	60
14	Teor de nutrientes e metais pesados em <i>Urena lobata</i> , sob diferentes tratamentos	62
15	Teor de nutrientes e metais pesados em <i>Solanum palinacanthum</i> , sob diferentes tratamentos	63

**INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DO LODO DE ESGOTO (BIOSSÓLIDO)
SOBRE A CONCENTRAÇÃO E O ESTOQUE DE NUTRIENTES NA
BIOMASSA DO SUB-BOSQUE, NA SERAPILHEIRA E NO SOLO DE UM
TALHÃO DE *E. grandis*.**

Autora: CLAUDIA IRENE DE OLIVEIRA REZENDE

Orientador: Prof. Dr. FABIO POGGIANI

RESUMO

O aumento da população urbana está gerando a necessidade de se dispor, de forma ecologicamente adequada, o lodo de esgoto produzido nas estações de tratamento (ETEs). O uso do lodo tratado (biossólido) como fertilizante e condicionador de solo em plantações florestais pode trazer soluções e benefícios ambientais e silviculturais. Existe, contudo, a necessidade de estudos prévios visando avaliar os eventuais impactos ambientais, tais como a possível disseminação de patógenos e o acúmulo de metais pesados no solo e nas plantas, principalmente das espécies que constituem o sub-bosque da floresta e que podem servir como suprimento alimentar para os herbívoros. O presente trabalho teve como objetivo estudar a influência do biossólido, 68 meses após sua aplicação, no estoque de nutrientes do sistema “solo- sub-bosque - serapilheira” em parcelas experimentais de *Eucalyptus grandis* localizadas na E. E. de Ciências Florestais de Itatinga – SP (clima Cwa, segundo a classificação de Köppen) e plantadas sobre Latossolo Vermelho Escuro, franco argilo arenoso. Para tal finalidade, foram quantificados os estoques dos nutrientes no solo, até 60 cm de profundidade, na fitomassa aérea do sub-bosque e na biomassa da serapilheira acumulada sobre o solo dos tratamentos: T1 – testemunha, T2 – aplicação de adubo químico e T3 - aplicação superficial de 20 t/ha de biossólido + K (produzido na ETE de Barueri da SABESP) nas

entrelinhas de plantio dos eucaliptos. Também foram avaliadas comparativamente, as concentrações de nutrientes e metais pesados em espécies herbáceas/arbustivas do sub-bosque nos diferentes tratamentos. Os resultados evidenciaram que o bio sólido aplicado aumentou a fertilidade do solo com respostas significativas para as concentrações do P, Ca, Zn e para o pH. Os estoques de todos os nutrientes do solo aumentaram, mas na profundidade de 0 – 10 cm os teores totais dos metais pesados Cu, Ni e Zn foram semelhantes aos do tratamento testemunha. De forma semelhante os teores e os estoques de N, P, Ca e Zn aumentaram na serapilheira acumulada sobre o solo. A biomassa vegetal aérea do sub-bosque aumentou com a adição do bio sólido. Na vegetação de sub-bosque foi observado o aumento das concentrações e dos estoques de N, P, Ca, S e Cu nas gramíneas e de K, Ca, B e Cu nas folhas das dicotiledôneas. Comparando as plantas do sub-bosque coletadas nos tratamentos testemunha, adubo químico e bio sólido, não foram observadas diferenças significativas nas concentrações de nutrientes e de metais pesados entre espécies *Piper aduncum*, *Cenchrus ciliaris*, *Urena lobata* e *Solanum palinacanthum*. Em geral, a adição do adubo e do bio sólido ao solo não afetou de forma significativa a concentração dos metais pesados na vegetação do sub-bosque, garantindo a qualidade nutricional da biomassa produzida para os herbívoros, que integram a cadeia alimentar do ecossistema. Entretanto, o monitoramento dos metais pesados em cada espécie vegetal durante o seu ciclo de vida seria importante para planejar a forma de manejo mais adequada, visando atenuar futuros impactos no ecossistema.

INFLUENCE OF SEWAGE SLUDGE APPLICATION (BIOSOLIDS) ON THE CONCENTRATION AND STOCK OF NUTRIENTS IN THE UNDERSTORY BIOMASS, LITTER AND SOIL IN A STAND OF *Eucalyptus grandis*

Author: CLAUDIA IRENE DE OLIVEIRA REZENDE

Adviser: Prof. Dr. FABIO POGGIANI

SUMMARY

The increasing of urban population generates the need for an ecological and social acceptable disposal of sewage sludge produced by waste treatment plants. Therefore, the use of the sewage sludge (biosolid) as fertilizer and soil conditioner in forests plantations may be a suitable solution, becoming possible the increment of renewable wood production. However, previous studies are necessary to evaluate eventual impacts on environmental, such as the possible dissemination of pathogens in the ecosystem and the accumulation of heavy metals in soil and plants tissues, mainly in the understory species, that supplies foods and nutrients to herbivores. This paper had as objective to study the influence of the sewage sludge, 68 months after its application, in the stocks of nutrients of the "soil-litter- understory " system in experimental plots of *Eucalyptus grandis* located in the Experimental Station of Forest Sciences of Itatinga - SP (Cwa climate, according to Köppen classification) and planted on Red-Dark Latossol, sandy clay loam texture. The stocks of nutrients were quantified in the soil, up to 60 cm of depth, also in aerial biomass of the understory vegetation and in the biomass of litter accumulated on the upper layer of the soil in the following treatments: T1 - control, T2 - application of chemical fertilizer and T3 - superficial application of 20 t/ha

of sewage sludge + K (produced in the ETE of Barueri - SABESP) between the lines of eucalypts. It was been evaluated also, comparatively, concentrations of macro and micronutrients and heavy metals in grass/shrub species of the understory growing in the different treatments. Results showed that sewage sludge increased soil fertility mainly for P, Ca, Zn and for pH and increased also the stocks of all soil nutrients, but the concentration of total heavy metals Cu, Ni and Zn had been similar to the treatment control. Also concentrations and stocks of N, P, Ca and Zn increased in the litter accumulated on the soil. Sewage sludge promoted the increment of understory aerial biomass and also increased concentrations and stocks of N, P, Ca, S and Cu in the monocotyledoneous species and K, Ca, B and Cu in the leaves of dicotyledoneous. Comparing the understory plants growing in the control, chemical fertilizer and sewage sludge treatments, it were not observed significant differences for macro and micronutrients and also for heavy metals concentrations between the species *Piper aduncum*, *Cenchrus ciliaris*, *Urena lobata* and *Solanum palinacanthum*. In general, addition of chemical fertilizer and sewage sludge to the soil did not affect significantly concentrations of heavy metals in understory vegetation, assuring for the herbivores the nutritional quality of the biomass, that integrate the food chain in the ecosystem. However, heavy metals monitoring in vegetal components of each species (mainly leaves and fruits), during its cycle of life, would be important to plan the adjusted forest management to avoid or attenuate future impacts in the ecosystem.

1 INTRODUÇÃO

A produção de resíduos industriais, domésticos e agrícolas gera uma preocupação crescente em todos os setores da sociedade, quanto à sua destinação final.

O aumento da população, juntamente com a falta de infra-estrutura na captação e tratamento de esgotos, na maioria das cidades brasileiras, produz desequilíbrios ambientais e sociais, com a contaminação do solo e da água, o favorecimento de patologias humanas e animais e a diminuição da diversidade biológica, entre muitos outros problemas.

Algumas das soluções, a curto e médio prazos, para os problemas de poluição oriundos da geração de esgotos são a reciclagem de materiais e resíduos ou a sua reutilização como geradores de energia, como fertilizantes e condicionadores de solos, como matéria prima na construção civil, entre outros usos.

O biossólido é o lodo de esgoto tratado por companhias de saneamento, para deixá-lo em níveis permitidos pela legislação em relação aos aspectos físico-químicos e sanitários. Segundo Tsutiya¹, somente na região metropolitana de São Paulo, a produção de biossólido no ano 2010 pode chegar a 711 t/dia em base seca, sendo urgente o planejamento para a sua utilização, afim de não ocorrer problemas ambientais futuros com a grande geração deste resíduo.

O esgoto tratado é utilizado em várias partes do mundo nas atividades agrícolas e florestais, como fertilizante e condicionador de solos, devido às suas características físicas e químicas. No Brasil, a utilização do lodo de esgoto tratado ou biossólido é

¹ TSUTIYA, M. T. (SABESP, Piracicaba, SP. Departamento de Ciências Florestais ESALQ/USP). Reunião Técnica e de Planejamento sobre testes com Biossólidos, 2002.

experimentada cada vez mais em áreas maiores. Em alguns casos existe o monitoramento por universidades e institutos de pesquisas quanto ao seu uso.

Várias empresas agrícolas e florestais aumentaram sua experimentação com a aplicação de biossólidos, pois foram observadas respostas positivas na produtividade.

As grandes preocupações com a aplicação de biossólido nas atividades agroflorestais relacionam-se aos impactos ambientais que pode gerar, como a contaminação de lençóis e de cursos de água, o favorecimento de patogenias humanas e animais, a eutrofização de corpos de água, além de alterar as características químicas e nutricionais dos vegetais com possível interferência também na cadeia alimentar.

Portanto, os estudos sobre a distribuição dos nutrientes e metais pesados nos sistemas agroflorestais entre os compartimentos solo, serapilheira e plantas, de modo qualitativo e quantitativo, são importantes para nortear o uso do biossólido. Pode-se verificar, por exemplo, se o uso do biossólido altera a fitomassa, o teor de nutrientes e de metais pesados na vegetação; a quantidade e a qualidade de serapilheira depositada e o retorno de nutrientes e se há melhoria da fertilidade do solo e alteração significativa dos teores de metais pesados no solo e nas plantas.

Particularmente, a quantificação da fitomassa e a análise nutricional das espécies que constituem o sub-bosque dos povoamentos florestais, podem indicar a alteração na produtividade, bem como a capacidade de acúmulo de metais pesados, que poderiam eventualmente afetar a cadeia alimentar no ecossistema.

Metais pesados podem ser absorvidos pelos seres humanos por ingestão, inalação e contato com a pele, em várias formas químicas, podendo gerar vários sintomas e doenças, que variam com a dose, tempo de exposição e da forma ou espécie do metal ou contaminante (Fernícola et al., 2003; Rudd, 1987).

A utilização pelos seres humanos como alimentos ou plantas medicinais, de vegetais oriundos de solos tratados com biossólido ou outros materiais com teores elevados de metais pesados, além da própria alimentação de animais silvestres e de gado que venham a se alimentar destas plantas, pode ser preocupante.

Os metais pesados mais perigosos para os seres animais e vegetais são o chumbo, estanho, mercúrio e cromo, que têm a característica de bioacumulação, e por serem

altamente tóxicos, mesmo em doses consideradas normais (Fernícola et al., 2003; Rudd, 1987).

Com o propósito de verificar o uso potencial do lodo de esgoto (biossólido), resultante do tratamento efetuado nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) da região metropolitana de São Paulo em plantações florestais, vêm sendo realizadas diversas pesquisas na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (E.E.C.F.I.), em São Paulo, por uma equipe multidisciplinar que envolve pesquisadores da USP (ESALQ e CENA).

Este trabalho é parte integrante destas pesquisas e a hipótese levantada é: o biossólido aplicado promove o aumento de biomassa vegetal no sub-bosque, a elevação nos teores de nutrientes nos tecidos vegetais, no solo e na serapilheira, e o aumento nos teores de certos metais pesados em tecidos vegetais e no solo.

O presente trabalho tem como objetivo geral estudar a influência da aplicação do biossólido gerado na ETE de Barueri da SABESP, no estoque de nutrientes da fitomassa do sub-bosque de um plantio de *Eucalyptus grandis* com cinco anos de idade e comparar os resultados com a aplicação da fertilização mineral convencional praticada pelas empresas de reflorestamento da região e com o tratamento testemunha.

Os objetivos específicos são:

- Quantificar a fitomassa e o teor de nutrientes da vegetação do sub-bosque e da serapilheira;
- Avaliar a fertilidade do solo, em três profundidades: 0-10cm, 10-30cm e 30-60 cm. Quantificar o estoque de nutrientes contidos no solo, até 60 cm de profundidade, na serapilheira e na vegetação aérea do sub-bosque.
- Avaliar comparativamente a concentração de nutrientes e metais pesados em espécies herbáceas e arbustivas do sub-bosque dos diferentes tratamentos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Biossólido

2.1.1 Biossólido: aspectos gerais

O esgoto, que é o resíduo proveniente das descargas domésticas, industriais e rurais. Contém em média 99,9% de água e 0,1% de sólidos. A porção sólida contém 70% de material orgânico (proteínas, carboidratos, gorduras, etc) e 30 % de material inorgânico, que é constituído principalmente de areia, sais e metais (Fernandes, 2000).

Quando existe o tratamento do esgoto com a separação da parte sólida, surge o lodo de esgoto, que é chamado de biossólido quando é tratado para ser utilizado como fertilizante e condicionador de solo.

Segundo Ferreira et al. (1999), os esgotos geralmente são classificados em dois tipos: domésticos e industriais. Os domésticos são constituídos por despejos domésticos, águas pluviais e de infiltração, provenientes principalmente de residências, edifícios comerciais e instituições. Os esgotos industriais são provenientes da utilização de água para diversas finalidades, com características próprias conforme a finalidade da indústria e do tipo de tratamento utilizado, entre outros fatores. O manejo do lodo compreende operações como adensamento, desaguamento, estabilização e desidratação.

Para estes mesmos autores, o lodo de esgoto é o resíduo sólido extraído pelas estações depuradoras de esgotos domésticos e industriais, juntamente com areia e fragmentos de lixo, sendo que o lodo é o produto mais importante dos processos de tratamento. Para Ilhenfeld et al. (1999), é objetivo principal dos tratamentos de esgoto a concentração de impurezas, tornando o lodo um concentrador de nutrientes, da matéria

orgânica e de metais pesados, podendo ser aproveitado como fertilizante. Ferreira et al. (1999), afirmam que a quantidade e a qualidade do lodo de esgoto produzido por uma estação de tratamento dependem de vários fatores como a vazão do esgoto tratado, das características do esgoto e do tipo de tratamento. Existe uma relação entre a quantidade e a qualidade do efluente tratado e a produção de esgoto, sendo que a produção de esgoto é considerada como referencial da eficiência de operação do sistema utilizado.

2.1.2 Características físicas, químicas e biológicas do biossólido

Do ponto de vista agrônomo, o lodo de esgoto é um material rico em matéria orgânica, com grandes quantidades de nutrientes que podem ser utilizados na lavoura, como fertilizante e condicionador de solos, mas que pode gerar problemas ambientais com a presença de metais pesados e microorganismos patogênicos (Fernandes, 2000; Mello e Marques, 2000; Tsutiya, 2000). Segundo Guedes (2000), o lodo de esgoto pode fornecer N às plantas em quantidades satisfatórias, além de outros elementos, como P, Ca, Mg, Zn e Cu. Como é tratado com cal, para desinfetá-los de agentes patogênicos, o biossólido atua como neutralizador de pH, sendo mais indicado o seu uso para solo ácido, que corresponde à maioria dos solos brasileiros.

O biossólido utilizado neste experimento foi acondicionado com cal e cloreto férrico.

O biossólido, por conter elevados teores de matéria orgânica atua como condicionador de solo, melhorando a sua estrutura (Raij, 1998).

Andreoli et al., (1999), enfatizam o efeito do biossólido nas características químicas do solo, devido ao seu aporte de nutrientes, principalmente o N e o P, que podem ser disponibilizados de 10 a 50% no primeiro ano de plantio. Também destaca a contribuição do lodo no fornecimento de micronutrientes, sendo que estes em altas concentrações, podem ser tóxicos.

Debosz et al. (2002), não observaram efeitos negativos da aplicação de biossólido e composto orgânico em incubações no campo e no laboratório, mas verificaram que ambos influenciaram várias propriedades do solo, podendo melhorar a

fertilidade. Afirmam que o uso de resíduos necessita de uma melhor avaliação comparando-se os efeitos do composto com as variações naturais do ambiente, como clima e solo.

Segundo Raij (1998), a grande preocupação do uso do biossólido é a possibilidade de acumular teores tóxicos de metais pesados no solo, sendo que a prevenção pode ser feita por inventários das adições e pela análise de solo, e o monitoramento ambiental começa necessariamente na fonte de produção.

A formação de complexos metálicos com compostos orgânicos reduz a mobilidade de metais pesados no solo devido à alta estabilidade dos complexos, diminuindo a disponibilidade destes no solo e a sua absorção pelas plantas. A retenção de metais no solo é regulada por vários fatores, sendo que os principais são a matéria orgânica e o aumento de pH (Miyazawa et al., 1999), que são providos pelo próprio biossólido.

2.1.3 Aplicação de biossólido em plantações florestais

Cerca de 5 milhões de hectares no Brasil são ocupados por florestas de rápido crescimento, sendo que os principais gêneros são o *Eucalyptus* e o *Pinus* (SBS, 2001). Geralmente, os solos utilizados para esta finalidade são ácidos, com baixa CTC, poucas reservas de nutrientes e alto potencial de lixiviação de bases. Com as colheitas sucessivas das árvores, ocorre grande extração de nutrientes do solo, o que pode ocasionar grande impacto sobre as pequenas reservas e disponibilidade de minerais do solo, sendo então grande o potencial do uso de biossólido em florestas comerciais (Gonçalves et al., 2000).

Poggiani et al., (2000), citando Zabowski & Henry, afirma que o uso de biossólidos em plantações florestais proporciona de forma contínua a liberação de nutrientes para o sistema radicular das árvores ao longo de vários anos, garantindo assim a manutenção dos teores minerais nas plantas. Estes mesmos autores acreditam que como os principais produtos de um reflorestamento não se destinam à alimentação humana e animal, há uma grande margem de segurança quanto à possibilidade da

disseminação de eventuais contaminantes, desde que sejam tomados cuidados em relação à localização das áreas e às devidas precauções na aplicação do biossólido.

Guedes (2000), em experimento com *E. grandis*, em Itatinga (SP), concluiu que a aplicação do biossólido em eucalipto aumenta a produção de serapilheira e conseqüentemente o retorno de nutrientes no solo, bem como acelera a decomposição da serapilheira acumulada.

2.2 Metais pesados: caracterização, disponibilidade e toxicidade

Ecotoxicologia pode ser considerada como um ramo das ciências do ambiente, que estuda os contaminantes, nas suas diferentes formas e seus efeitos no ambiente, dando subsídios para a formulação de leis, normas e diretrizes para gerenciar futuros e reais riscos ecotoxicológicos. Dentro da ecotoxicologia, estuda-se a bioacumulação e a biomagnificação, sendo que a bioacumulação é a transferência de contaminantes do meio externo para um organismo, com as concentrações dos contaminantes no organismo bem maiores do que a do meio; e a biomagnificação, quando ocorre o aumento da concentração dos contaminantes nos organismos à medida que se alcança o nível trófico mais elevado, ou seja, o contaminante se acumula na cadeia trófica. Os contaminantes podem ser metais pesados, substâncias orgânicas e agentes físicos e químicos, que podem gerar desequilíbrios ambientais nos ecossistemas e seus compartimentos (Fernícola et al., 2003).

Toxicidade pode ser definida como uma propriedade inerente a um agente contaminante que é capaz de causar injúrias, podendo ser sub-letais ou letais sobre um organismo, de modo agudo ou crônico, podendo também ter potencial carcinogênico, mutagênico ou teratogênico (Fernícola et al, 2003; Rudd, 1987).

Os elementos químicos que possuem massa específica maior que $6,0 \text{ g/cm}^3$ são considerados como metais pesados, mas atualmente, este termo é mais genérico e utilizado para classificar os elementos químicos que contaminam o meio ambiente. Os principais elementos químicos classificados como metais pesados são: Ag, As, Co, Cr,

Hg, Ni, Pb, Se e Zn. O potencial de toxicidade de um metal pesado no meio ambiente está na sua não-degradabilidade e conseqüente persistência (Rudd, 1987).

Vários metais classificados como metais pesados têm papel essencial no metabolismo da planta como cromo, ferro manganês, níquel, cobalto e zinco, entre outros, participando principalmente como ativadores enzimáticos, mas a faixa considerada ótima de concentração para a nutrição é estreita, variando por espécie e indivíduo, podendo chegar logo à toxidez. Os teores de metais não essenciais, como o chumbo, cádmio e mercúrio, são considerados altamente tóxicos mesmo em concentrações normalmente encontradas no ambiente (Fernícola et al., 2003). A classificação de essenciais de macronutrientes e de micronutrientes depende da concentração relativa da qual eles são necessários. Quando as concentrações ocorrem de 1 a 2 mg/kg de tecido vegetal, a maioria dos metais pesados que entram nesta categoria (Rudd, 1987).

Os metais pesados podem ocorrer no solo das seguintes formas: forma iônica ou complexada na solução do solo, como íons trocáveis em material orgânico ou inorgânico com CTC (capacidade de troca catiônica), como íons quelados em complexo orgânico ou organomineral, em sesquióxidos precipitados ou sais solúveis, incorporados dentro de microorganismos e em resíduos biológicos, na estrutura cristalina de mineral primário ou secundário e como íon preso em complexo de troca (Lake, 1987).

Naturalmente os teores de metais pesados no solo são baixos e são provenientes do intemperismo de rochas primárias e secundárias, em formas pouco ou não disponíveis às plantas. Atualmente, com a agricultura intensiva e o uso indiscriminado de fungicidas, fertilizantes minerais, esterco de animais e descarte de resíduos urbanos no solo, podem aumentar os teores de metais pesados no solo (Miyazawa et al. , 1999; Ross, 1994).

As principais características do solo que influenciam os processos entre solo e metal são o pH, a quantidade e a qualidade da matéria orgânica, os óxidos de manganês e ferro, e a percentagem de argila, sendo no que se refere à solubilidade e biodisponibilidade do metal pesado, a complexação de metais em solo e na água é um dos mais importantes (Ross, 1994).

Níveis tóxicos de metais pesados no solo podem modificar o equilíbrio da população de organismos no solo, afetando a decomposição da matéria orgânica e os processos de mineralização do nitrogênio. Deste modo, é importante definir como os metais pesados podem vir a ser tóxicos para as plantas e os microorganismos do solo (Ross & Kaye, 1994).

O comportamento dos metais pesados nos solos ainda é estudado. Existem duas hipóteses sobre os eventos que podem ocorrer quando metais pesados são adicionados ao solo, no que se refere a fitodisponibilidade dos metais: a da bomba relógio e a do platô, que sugerem comportamentos diferentes de absorção pelas plantas, com as aplicações de biossólido no solo, sendo que ambas consideram que a capacidade de adsorção de metais pelo solo está ligada com a capacidade de adsorção dos biossólidos.

A teoria do platô sugere que enquanto está se adicionando doses de biossólido, a absorção de metais pesados pela planta aumenta, até que se alcance um nível máximo, denominado platô. Quando ocorre a cessação da aplicação do biossólido, o nível de metais pesados na planta permanece o mesmo do platô. A teoria da bomba-relógio supõe que quando cessa a aplicação de biossólido, ocorre a decomposição da matéria orgânica, que retêm os metais pesados, liberando-os na forma solúvel ou disponível para as plantas, aumentando a sua absorção, podendo chegar à toxicidade, (Chang et al., 1997; Marques et al., 2001; Martins, 2001; Silveira et al., 2003).

Experiências de vários anos com biossólido não elucidam o comportamento de fitodisponibilidade de metais, porque pode ocorrer o “platô”, como também não se pode descartar a presença da “bomba-relógio”. Ambas as teorias são factíveis, mas dependem de um tempo maior de monitoramento (que também não é conhecido), para se entender qual o comportamento que está ocorrendo, e obter indícios de toxicidade (Chang et al., 1997; Silveira et al., 2003).

Marques et al. (2001), afirmam que são extremamente variáveis os teores de metais pesados nos sistemas solo-planta e que a disponibilidade do elemento, sua toxicidade e a resposta das plantas ao estresse por metais, dependem de fatores como: tipo e composição do solo, características e propriedades das substâncias orgânicas, seu poder quelante, o valor e variações do pH, entre outros.

Os efeitos que um metal pode gerar sobre uma planta dependem de vários fatores como, por exemplo, a forma que o metal ocorre, sua concentração no sistema, as características do solo e das plantas. Os metais como outros elementos, podem ser classificados como essenciais (micronutriente), benéficos em determinadas circunstâncias ou sem qualquer função conhecida. Mas mesmos os elementos que possuem funções específicas no metabolismo ou estrutura na planta, podem ser tóxicos, causando estresse, dependendo da sua disponibilidade e concentração. Depois de absorvido pelas plantas, o metal pesado pode causar danos de várias maneiras e graus, como redução fotossintética e respiratória, diminuição no crescimento e desequilíbrio no balanço de nutrientes e de água, e diversos efeitos nas atividades das enzimas (Ross & Kaye, 1994; Marques et al., 2001). As plantas estressadas com elevadas doses de metais pesados têm o seu crescimento diminuído e a presença de manchas cloróticas, podendo ocorrer abscisão das folhas e senescência.

A absorção de metais pesados pela planta é influenciada pelas interações entre os metais pesados no solo. Apesar de não se conhecer muito bem como as interações acontecem, sabe-se que ocorre antagonismo e sinergismo, sendo que o antagonismo é quando ocorre a competição pelos mesmos sítios de absorção e translocação, e sinergismo é quando um sintoma ou dano causado por um metal aos tecidos vegetais, ocorre quando se absorve alta quantidade de outro metal (Lake, 1987). As plantas possuem muitos mecanismos diferentes para se proteger contra absorção de metais pesados, como a produção de fitoquelatinas, compartimentalização de metal sub-celular e exsudação de metais com ligação orgânica (Ross & Kaye, 1994).

Uma planta não é capaz de excluir completamente um metal potencialmente tóxico de seus tecidos, mas restringir a sua absorção e/ou translocação, deste modo, toda planta tem sempre metal pesado em seus tecidos. As plantas podem ser classificadas em três grandes grupos no que se refere à absorção de metais pesados: exclusoras, quando há absorção ou translocação restritiva de metal; indicadoras, quando refletem pela sua absorção e translocação, a concentração de metais no solo; e acumuladoras, quando concentram efetivamente os metais pesados do solo (Chang citado por Ross & Kaye, 1994). Esta classificação pode ser interessante quando se aplicam fertilizantes e resíduos

no cultivo de plantas para consumo humano ou animal, pode-se utilizar o plantio de espécies com características de exclusoras. No caso de uma biorremediação, utiliza-se de plantas acumuladoras e para monitorar os teores de metais pesados ao longo do tempo, pode-se utilizar plantas indicadoras. Quando a biorremediação é feita por gramíneas ou plantas superiores, é chamada de fitorremediação, que estabiliza locais contaminados, mitigando possíveis migrações de contaminantes no perfil do solo, com a absorção, a seqüestração e a metabolização dos contaminantes, entre outros processos metabólicos vegetais (Sebastiani et al., 2004).

Zas & Alonso, (2002) encontraram várias espécies de sub-bosque indicadoras de características físico-químicas de solo, como pH e níveis altos de cálcio e magnésio. Estudos como este podem ser interessantes para encontrar espécies indicadoras de toxicidade ou outras conseqüências decorrentes de aplicações sucessivas de biossólido em plantios florestais.

2.3 Ciclagem de nutrientes

2.3.1 Ciclagem de nutrientes em florestas

O ciclo de nutrientes em ecossistemas naturais envolve a absorção de nutrientes minerais pelas raízes, que são incorporados na biomassa das plantas (mineralomassa) por um determinado período de tempo e retornam para o solo na forma orgânica e inorgânica com a serapilheira constituída por folhas, flores, frutos, ramos e cascas das árvores. Uma certa quantidade de nutrientes pode passar através dos herbívoros antes de tornar ao solo (Van Noordwijk, 1999). Os fatores principais que controlam a ciclagem de nutrientes são: temperatura e sua variação durante o dia e o ano, umidade, fatores bióticos e produtividade primária (Jordan, 1985).

Para Pritchett (1987), em um ecossistema florestal a ciclagem de nutrientes pode ser dividida em dois grandes grupos: o ciclo externo e o ciclo interno. O ciclo externo, também chamado de ciclo geoquímico é aquele que envolve a entrada e a saída dos elementos em relação ao meio externo à floresta, como a chuva, poeira, aplicação de

fertilizantes, intemperismo das rochas, erosão, lixiviação, etc. O ciclo interno, que ocorre dentro do ecossistema pode ser dividido em dois ciclos: o biogeoquímico e o bioquímico, sendo que no primeiro ocorrem as trocas químicas entre o solo e as plantas, com a absorção pelas raízes, a deposição e decomposição da serapilheira, o escoamento das plantas, herbivoria, entre outros. O ciclo bioquímico é aquele que ocorre no interior das plantas, com a translocação de nutrientes dos tecidos velhos para os tecidos mais novos.

Estudos sobre a deposição e decomposição de material orgânico em florestas e plantações florestais, bem como a exportação de nutrientes através da colheita, são aspectos de grande interesse em pesquisas sobre o ciclo de nutrientes, a curto e médio prazo, podendo ser utilizados para a adequação do balanço nutricional florestal (Carpanezzi, 1980; Poggiani & Schumacher, 1997).

Segundo Poggiani & Schumacher (2000), é muito importante o aprofundamento em pesquisas sobre a nutrição mineral e ciclagem de nutrientes em plantações florestais compostas por espécies nativas, em maciços puros ou mistos, com finalidade de recuperação de áreas degradadas ou para fins comerciais. Estes autores também afirmam que as características químicas do solo são influenciadas diretamente com a deposição e decomposição da serapilheira.

Ceccon et al. (2003), que estudaram o efeito da fertilização de nitrogênio e fósforo na sobrevivência e recrutamento de plântulas de espécies do estrato dominante, ressaltam o fato de que a dinâmica da vegetação de sub-bosque de floresta tropical pode ser fortemente influenciada pela disponibilidade de nutrientes, mas que as respostas podem variar dependendo da disponibilidade de luz, densidade aparente do solo e características adaptativas de cada espécie.

A serapilheira acumulada é a camada de detritos que se acumula sobre o solo. Esta camada é muito importante, porque atua como barreira física dos agentes causadores de erosão como a precipitação atmosférica e a ação dos ventos, além de fornecer matéria orgânica e nutrientes para o solo, plantas e fauna silvestre. O acúmulo da serapilheira é o resultado dinâmico da quantidade de material que cai da parte aérea

das plantas e da taxa de decomposição (Pritchett, 1987; Jordan, 1985), e está ligado a fatores como biodiversidade local, clima, solo e estágio do ecossistema.

Luizão et al. (1996), encontraram um aumento na massa da serapilheira acumulada sobre o solo de clareiras originadas de extração seletiva de madeira, devido ao acréscimo de resíduos resultantes da operação de corte, mostrando um efeito diferenciado da extração seletiva sobre a dinâmica da serapilheira acumulada. Houve também uma decomposição mais rápida em relação à floresta não perturbada, devido provavelmente ao efeito direto da chuva e do sol, confirmando que a umidade e a temperatura são fatores importantes na decomposição da matéria orgânica.

Kolm & Poggiani (2003) encontraram valores médios de 18,1; 13,4 e 14,8 toneladas por hectare de serapilheira fina acumulada em plantações de *E. grandis* aos 20 anos de idade, que sofreram desbastes em 0%, 67% e 83 %, respectivamente. Souza e Davide (2001), em áreas de mineração de bauxita, encontraram 55,5; 26,4 e 63,3 t/ha de serapilheira acumulada em mata nativa, plantio de bracatinga aos 13 anos e plantio de *E. saligna* aos 19 anos de idade, respectivamente.

Rezende et al. (1999), encontraram uma quantidade maior de serapilheira acumulada em floresta estacional semidecídua do que em outros ecossistemas florestais, mostrando que as diferenças de diversidade vegetal e de solo podem influenciar a dinâmica da serapilheira.

Martins et al. (1995) encontraram em região de latossolo vermelho amarelo, sob coberturas florestais de *Pinus* sp, *Eucalyptus grandis* e mata nativa com predominância de *Anadenanthera peregrina*; 12,9; 16,6 e 13,9 toneladas por hectare de serapilheira acumulada, respectivamente.

Segundo Schlesinger (1997), as folhas e as raízes finas recebem grandes quantidades de nutrientes, apesar da pouca biomassa, se comparada à biomassa das raízes grossas, ramos e troncos. Em folha nova, as concentrações de nutrientes como N, P e K são maiores e conforme a folha amadurece, diminui a concentração destes elementos e aumenta a concentração dos nutrientes como Ca, Mg e Fe. Isto está relacionado ao grau de mobilidade de cada elemento na planta.

Em relação ao conteúdo de elementos minerais em algumas espécies florestais e a sua distribuição nos tecidos de cada espécie, Montagnini et al. (1995), observaram uma maior concentração de nitrogênio, magnésio e potássio nas folhas do que em outras partes vegetais, sugerindo que há um bom potencial para a recirculação destes elementos.

Hurd et al. (1998), ao aplicarem nitrogênio como fertilizante foliar na vegetação de sub-bosque, em várias etapas, encontraram incrementos na concentração foliar de N, em quase todas as áreas experimentais, com aumento nas concentrações que variaram de 7% a 22%.

Analizando a variação de nutrientes foliares em experimento com aplicação de biossólido em *E. grandis* Hill ex Maiden, Guedes & Poggiani (2003) observaram que aumentaram os teores de N, P, Ca e S, e diminuíram os teores dos elementos Mn e Mg, em relação ao tratamento com aplicação de fertilizante comercial.

2.4 Vegetação de sub-bosque

O estabelecimento de uma comunidade vegetal em cada etapa de uma sucessão primária ou secundária, como é o caso da formação de sub-bosque, depende das condições específicas do local para cada espécie, bem como das plantas disponíveis como fontes de propágulo, para determinar a composição e a estrutura do ecossistema, sendo que as plantas oriundas destas fontes devem competir com plantas da mesma espécie e de outras espécies já estabelecidas na área (Grime, 1982; Spurr, 1982; West, 1981). A diversidade e a quantidade das fontes de propágulos, bem como a distância destas fontes (Harper, 1977; Borges & Engel, 1993; Shugart et al., 1981; Spurr, 1982;) para a área a ser colonizada são importantes para que o sucesso na formação e dinâmica da floresta. Piña-Rodrigues et al. (1990), argumentam que cada espécie possui estratégias de estabelecimento que definiram como um “conjunto de características genéticas que facilitam a sobrevivência e reprodução em uma sucessão de ambientes”, e que eventos edafo-climáticos e ecológicos que variam no tempo e no espaço, determinam a estrutura e a composição das comunidades vegetais. Em uma floresta, o

estabelecimento de indivíduos vegetais no compartimento do sub-bosque tem forte dependência das condições microclimáticas, como intensidade e qualidade da luz incidente, e das condições de umidade, que são geradas principalmente pelas clareiras de diferentes tamanhos e pela arquitetura das árvores dominantes e co-dominantes (Clinton, 2003; Grime, 1982; Jones et al., 2004; Shugart, 1984; Shugart et al., 1981; Viana, 1989) e por desbastes em florestas manejadas, (Hindh & Meir, 2004; Kershaw, 1973).

O sub-bosque de florestas plantadas ou manejadas para corte comercial pode competir com as árvores (Alifragis et al., 2001) principalmente quando estas são mudas ou plântulas, mas são consideradas importantes em outras fases do desenvolvimento porque podem conservar nutrientes no ecossistema (Olsson & Falkengren-Grerup, 2003; VanderSchaaf et al, 2004; VanderSchaaf et al, 2002). Respondem positivamente ou negativamente (White et al., 2004) à fertilização ou entrada de nutrientes no ecossistema (Thill & Bellemore, 1986 VanderSchaaf et al, 2004, 2002), sendo também utilizadas para caracterizar a qualidade do solo, conforme a adaptabilidade das plantas em determinadas condições edáficas (Szwaluk & Strong, 2003).

Discute-se em todo mundo o papel das plantações florestais de caráter exótico e/ou de monoculturas, na regeneração e na conservação de espécies nativas. Em geral, plantações florestais, quando bem manejadas e em propriedades que possuem áreas de vegetação nativa com tamanho e diversidade adequados para o enriquecimento do local, proporcionam condições favoráveis para o desenvolvimento de sub-bosque variado. Lugo (1997) discorre sobre o tema argumentando que plantações florestais de monoculturas e exóticas favorecem o estabelecimento e a diversidade de espécies nativas pelas suas condições microclimáticas e edáficas que são favoráveis à regeneração, podendo encontrar, em muitos casos, maior diversidade vegetal sob as plantações do que sob vegetação nativa.

Lima (1996), também discute sobre a diversidade do sub-bosque em eucaliptais no mundo todo indicando que a plantação de eucalipto, quando bem manejada, pode ter um sub-bosque com bastante biomassa e bem diversificado, podendo ser utilizado para alimentação e abrigo por animais, principalmente para aqueles que tem o sub-bosque como habitat natural.

Calegário et al. (1993) ao estudarem a distribuição e associação entre as espécies regeneradas no sub-bosque de *E. Paniculata* e *E. grandis*, encontraram 71 espécies nativas distribuídas em 34 famílias, com diferentes modos de associação. Durigan et al.(1997), ao estudarem a regeneração de espécies típicas do cerradão sob floresta de *E. citriodora*, encontraram a mesma diversidade florística (56 espécies) na área de eucalipto e de cerradão, com indivíduos com DAP abaixo de 5 cm, e 41 espécies no cerradão e 25 espécies no eucalipto, nos indivíduos com DAP maior do que 5 cm. Tabarelli et al.(1993), encontraram 63 espécies de 25 famílias da mata atlântica, sob plantio de eucalipto, concluindo que a floresta de eucalipto pode ser utilizada como modelo de recuperação de floresta nativa, pelas condições ambientais heterogêneas favoráveis para os diferentes grupos ecológicos de estabelecimento.

Poggiani & Simões (1993), estudando a regeneração do sub-bosque em povoamentos florestais puros em área minerada de xisto betuminoso, observaram que no talhão de *Mimosa scabrella* (bracatinga) ocorreu a regeneração de espécies nativas no sub-bosque com maior intensidade na área próxima a um fragmento de vegetação natural remanescente. Evidenciaram também que fatores como intensidade de luz, tipo de serapilheira e umidade do solo, influenciam na regeneração de espécies nativas no sub-bosque de áreas florestadas.

Schlittler (1984), encontrou em plantação de *E. tereticornis* no Estado de São Paulo, um sub-bosque rico com 3 estratos distintos com 100 espécies distribuídas em 33 famílias. Carneiro (2002) estudando a regeneração do sub-bosque em plantio de *E. grandis* em Itatinga, SP, encontrou 104 espécies de 38 famílias, chegando à conclusão de que vem ocorrendo um processo intenso de sucessão secundária na área, devido à dinâmica de abertura de clareiras no dossel do povoamento, influenciando os padrões de distribuição das espécies. Saporetti Junior et al. (2003), analisando a regeneração de sub-bosque em talhão de *E. grandis* em área de cerrado, encontraram 39 espécies de 24 famílias e concluíram que o eucalipto ocupava a maior parte de capacidade de suporte, sugerindo que para uma completa recuperação da vegetação de cerrado, fossem feitos anelamentos nos indivíduos de eucalipto, para estimular o estabelecimento da vegetação nativa.

Sartori et al.(2002), estudando a regeneração arbórea nativa sob plantio de *E. Saligna*, na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, encontraram 107 espécies distribuídas em 72 gêneros e 34 famílias, concluindo que a presença de eucalipto não dificulta o crescimento no seu sub-bosque de espécies nativas comuns à região.

2.5 Biomassa de sub-bosque

Vieira (1998), ao analisar o efeito das plantações florestais sobre a ciclagem de nutrientes em Itatinga, determinou a biomassa de vegetação natural de cerrado pelo método destrutivo, com o corte de todo o material arbustivo e arbóreo existente em parcelas de 16 m², estimando o seu valor em 67t/ha.

Vanderschaaf et al. (2002), estudaram o efeito da fertilização no sub-bosque e encontraram maiores respostas para a produção de biomassa, nas parcelas com baixa densidade de sub-bosque, dominadas por árvores intolerantes à sombra, mas pouca resposta nas áreas com alta densidade de sub-bosque. Eles concluíram que há poucos estudos sobre a resposta da vegetação de sub-bosque em relação à fertilização e que, segundo alguns autores, os animais preferem as vegetações fertilizadas em relação às não fertilizadas, que são utilizadas como abrigo, alimento e local de procriação, mostrando a necessidade de maiores estudos nesta área.

Kush et al. (1999), no sub-bosque de floresta natural de *Pinus palustris*, encontraram 1.706,6 Kg/ha de biomassa.

Experimentos realizados em todo o mundo indicam a forte relação entre a adição de nutrientes com a aplicação de biossólido ou adubação química e o crescimento da biomassa da vegetação (Brockway, 1983; Mc Leod et al, 1987; Moreno–Peñaranda et al., 2004; Thill & Bellmore, 1986; Turner, 1981).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização da área experimental

O experimento localiza-se na Estação Experimental do Departamento de Ciências Florestais, da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), da Universidade de São Paulo (USP), no município de Itatinga, Estado de São Paulo. Este trabalho é parte integrante de um conjunto de pesquisas relacionadas ao uso de biossólidos em plantações florestais com enfoques ecológicos, silviculturais e econômicos (Poggiani & Benedetti, 1999).

As coordenadas geográficas da área são latitude 23° 10' S e longitude 48° 40' W, com altitude média de 857 m. O relevo é suavemente ondulado, sendo que a maioria dos solos é composta por latossolos e podsóis. O solo do experimento é caracterizado como latossolo vermelho escuro franco argilo arenoso. O clima da região é do tipo Cwa, segundo a classificação de Köppen, ou seja, mesotérmico de inverno seco. A temperatura média anual é 20,0°C, sendo que a temperatura média do mês mais frio é -4,0. A precipitação média anual: 1.356 mm e a umidade relativa média anual é de 83,3%. A vegetação primitiva característica é a de cerrado “*Sensu Strictu*”, variando para Floresta Estacional semidecídua em áreas de baixada e matas ciliares.

O experimento foi realizado em povoamento de *Eucalyptus grandis*, implantado em sistema de cultivo mínimo, em março de 1998, com espaçamento 3 x 2, com mudas produzidas em tubetes com sementes procedentes de Coff's Harbour (Austrália).

3.2 Caracterização do biossólido utilizado

O biossólido utilizado foi proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto de Barueri (região metropolitana de São Paulo) e passou pelo tratamento biológico, que utilizou digestão aeróbia com ar difuso durante a fase de decantação e a digestão anaeróbia dos lodos primário e secundário, seguido de condicionamento químico com cloreto férrico e cal hidratada e desidratação na fase final. O biossólido foi aplicado com 60% de umidade. A Tabela a seguir (Tabela 1) contém a caracterização química do biossólido utilizado.

Tabela 1. Caracterização do biossólido utilizado no experimento, produzido pela ETE Barueri. (elementos totais, base seca)

ELEMENTO	CONCENTRAÇÃO	ELEMENTO	CONCENTRAÇÃO
C total (g.k ⁻¹)	172,3	Na (g.k ⁻¹)	0,5
N total (g.k ⁻¹)	18,7	Fe total (g.k ⁻¹)	55,1
M. O. total (g.k ⁻¹)	116,2	Zn total (mg.k ⁻¹)	1600,0
P (g.k ⁻¹)	9,4	Mn total (mg. k ⁻¹).	300,0
K total (g.k ⁻¹)	2,0	Cd total (mg.k ⁻¹)	21,0
Ca total (g.k ⁻¹)	86,4	Pb total (mg.k ⁻¹)	200,0
Mg total (g.k ⁻¹)	3,8	Cu total (mg.k ⁻¹)	900,0
S total (g.k ⁻¹)	5,3	pH em CaCl ₂	10,6

3.3 Tratamentos e delineamento experimental

Este trabalho é parte de uma experimentação mais ampla que visa estudar a produtividade, a ciclagem de nutrientes e o balanço nutricional em plantios de eucalipto com aplicação de biossólido, e envolve vários pesquisadores, sendo que na área experimental usada nesta pesquisa não houve qualquer tipo de trato cultural após o fechamento das copas das árvores, a partir do 1º semestre de 2002, favorecendo o estabelecimento do sub-bosque.

A talhão 30, como um todo, é constituído por 28 parcelas experimentais casualizadas, constituindo em sete tratamentos repetidos em quatro blocos, sendo que cada parcela possui área útil de 216 m² e 36 árvores, com bordadura dupla. Os blocos foram instalados em função da declividade do terreno. Do bloco 1 para o 4, aumenta a declividade e a umidade do solo, pois este último fica mais próximo à mata ciliar do curso de água existente (Figura 1).

Entrada do experimento

Figura 1 - Vista lateral da entrada do experimento, com a parte mais baixa do terreno no lado direito da figura. (Observar a vegetação de sub-bosque)

Os tratamentos utilizados para este estudo foram:

- 1- Testemunha: sem adubação e sem aplicação de lodo de esgoto;
- 2- Adubação mineral: 1,5 t ha⁻¹ de calcário dolomítico (a lanço em área total), 110 kg ha⁻¹ de 0-45-0 (sulco de plantio), 150 kg ha⁻¹ de 10-20-10 (sulco de plantio), 80 kg ha⁻¹ de 20-0-20 (45 dias pós-plantio aplicado em meia lua ao redor da muda), 180 kg ha⁻¹ de 16-0-32 + 0,3% de B + 0,5% de Zn (6 a 12 meses pós-plantio aplicado numa faixa contínua na entrelinha de plantio) e 240 kg ha⁻¹ de 16-0-32 + 0,3% de B + 0,5% de Zn (12 a 18 meses após plantio aplicado numa faixa contínua na entrelinha de plantio);
- 3- 20 t ha⁻¹ de lodo de esgoto (base seca), com suplementação de K (até atingir a dose de K existente no tratamento com adubação mineral), visto que o biossólido é pobre em reservas de K. As doses (base seca) de lodo de esgoto foram aplicadas em faixas de 2 metros de largura, nas entrelinhas do plantio, conservando uma distância aproximada de

50 cm das mudas, para evitar o possível efeito imediato do bio-sólido que apresenta um pH elevado, podendo causar às mudas alguma injúria. As quantidades de nutrientes adicionados pelos tratamentos são apresentadas na Tabela abaixo.

Tabela 2. Adição de nutrientes ao solo nos tratamentos instalados na E. E.C.F.de Itatinga

TRAT.	INSUMO	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Zn	Cu
-----Kg ha ⁻¹ -----										
T 1	sem adubação									
T 2	1.500 kg de 0calcário dolomítico				550	200				
	110 kg de NPK 0: 45:0		22							
	150 kg de NPK 10: 20:10	15	13	12						
	80 kg de NPK 20: 0:20	16		13						
	180 kg de NPK 16: 0:32 + 0,3% B									
	+ 0,5% Zn	29		48				0,5	0,9	
	240 kg de NPK 16: 0:32 + 0,3% B									
	+ 0,5% Zn	38		64				0,7	1,2	
	Total	98	35	137	550	200		1.2	2.1	
T 3	20 t de bio-sólido /ha	374	82	33	1728	76	106		32	18
	240 kg de cloreto de potássio/ha			104						
	Total	374	82	137	1728	76	106		32	18

A área experimental destinada ao estudo do sub-bosque é constituída por uma seqüência de parcelas com os tratamentos 1, 2 e 3 situados na borda externa e inferior do talhão experimental e que recebem a mesma intensidade de luz e têm a mesma probabilidade de receber os propágulos de espécies nativas e exóticas provenientes da

mata ciliar, que corre paralela à borda do experimento, bem como do denso sub-bosque de dois talhões de *Eucalyptus* sp vizinhos, que apresentavam uma regeneração avançada de sub-bosque (Figura 2). Todas as parcelas do bloco 4, na época do início do experimento, foram as únicas que apresentavam a vegetação do sub-bosque desenvolvida, sendo que as demais apresentavam apenas uma densa camada de serapilheira.

Portanto, dentro de cada uma destas parcelas foram amostradas aleatoriamente 4 sub-parcelas de 25 m² (repetições) para o estudo do solo, da serapilheira acumulada e da vegetação de sub-bosque. Inicialmente, estava prevista a quantificação do sub-bosque existente em todos os blocos do talhão experimental, entretanto, mesmo após a cessação das capinas efetuadas rotineiramente no talhão, observou-se a inexistência de regeneração do sub-bosque nos blocos 1, 2 e 3, talvez devido à fertilidade do solo mais baixa, estresse hídrico, menor incidência de luz e, principalmente, maior distancias das fontes de propágulos.

Figura 2 - Disposição dos tratamentos em blocos no talhão 30. (As parcelas estudadas estão em negrito)

3.4 Biomassa aérea e diversidade vegetal do sub-bosque

O sub-bosque da área estudada é constituído principalmente por gramíneas, arbustos e lianas. As espécies mais abundantes pertencem às famílias piperaceae,

rubiceae, poaceae e solanaceae. A distribuição das espécies na área é muito variável. A luz pode ser considerada como o fator principal para a ocorrência de gramíneas, que em lugares mais abertos dominam a área, diminuindo a ocorrência de outras espécies. Ocorrem também arbustos bem ramificados, ocupando grandes áreas dentro das parcelas.

É importante realçar a presença de alguns indivíduos jovens de *Cecropia* sp e *Cedrella* sp, com mais de 3 metros de altura, que apesar de possuírem "status" sucessionais diferentes, foram favorecidos igualmente pelas condições microclimáticas proporcionadas pelo reflorestamento. Outro importante componente do sub-bosque foi o de lianas, bem diversificadas no local, pois fornecem frutos para a fauna, principalmente quando há pouca provisão de alimentos para os herbívoros. Na área estudada, as lianas formavam em vários lugares um tapete de caules flexíveis rastejantes, até alcançarem as árvores, onde ocupavam um andar inferior às copas das árvores, não tendo neste período caráter prejudicial ao reflorestamento, como é característico em lianas mais lignificadas.

Entre os componentes do sub-bosque, foram encontradas as gramíneas que por serem de rápido crescimento e possuírem certa homogeneidade nutricional e paladar em todas as suas partes aéreas, são alimentos preferenciais de médios e grandes herbívoros (Figura 3), sendo importantes na cadeia alimentar.

Figura 3 - Presença de cervídeos (*Mazama gouazoubira*) na entrada do experimento, em Itatinga, SP

Os frutos de plantas da família de rubiaceae são suculentos e muito utilizados por vários animais, principalmente pássaros e morcegos. *Piper* é um gênero com várias espécies de plantas arbustivas e utilizadas como plantas aromáticas e medicinais pelo homem, e como alimento por insetos e pequenos animais, sendo um dos alimentos preferidos dos morcegos. A embaúba é considerada uma planta importante na cadeia alimentar, pois alimenta muitos pássaros, macacos, morcegos e outros animais, considerada como pioneira no processo de sucessão.

Apesar de não ser objetivo deste experimento o estudo de fitossociologia ou florística, a diversidade de espécies vegetais no sub-bosque neste e em outros talhões da área indica que o plantio de eucalipto, quando bem manejado e próximo de fontes de propágulos, pode favorecer o estabelecimento de uma vegetação nativa diversificada e servir de corredor ecológico, possibilitando a permanência da fauna silvestre no ecossistema.

3.4.1 Coleta de biomassa vegetal aérea

Para a coleta de material botânico e de serapilheira, foram demarcadas 4 parcelas quadradas de 25 m², totalizando 100m². As parcelas foram delimitadas por estacas, fitas sinalizadoras e barbantes, com identificação da parcela e do tratamento em algumas árvores dentro de cada parcela.

O material vegetal aéreo, excetuando-se os eucaliptos, foi coletado, incluindo-se todas as plantas herbáceas, lianas e arvoretas, até uma altura aproximada de 2 metros.

Todo material coletado foi acondicionado no campo em sacos plásticos com a identificação das parcelas. A coleta do material vegetal foi efetuada nos meses de janeiro e fevereiro de 2003.

3.4.2 Preparação do material vegetal

O material vegetal coletado foi separado e seco em estufas de ventilação forçada a 60-70°C, nos laboratórios da E.E.C.F. de Itatinga, e de Ecologia Aplicada (LEA) do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ.

Com o objetivo de estimar o estoque de mineralograma na vegetação epígea do sub-bosque, os componentes da vegetação foram separados em duas grandes categorias: “gramíneas” (monocotiledôneas) e “não gramíneas” (dicotiledôneas), sendo que na categoria de não gramíneas, o material foi separado novamente em “folhas” e “ramos-caule”.

O material vegetal de cada categoria foi pesado em balança semi-analítica, para determinar a biomassa vegetal por parcela, de cada tratamento. Amostras compostas do material foi moído em moinho tipo Wiley e enviados para análise química.

3.5 Concentração de nutrientes e metais pesados em folhas de quatro espécies do sub-bosque

Algumas espécies vegetais existentes no sub-bosque dos três tratamentos com sinais visíveis de herbivoria foram amostradas para análise foliar e avaliação comparativa, quanto à concentração de nutrientes e metais pesados dentro de uma mesma espécie nos diferentes tratamentos: testemunha, adubação química e adição de biossólido.

As espécies escolhidas estavam distribuídas dentro da área útil de cada tratamento e foram coletadas as folhas de quatro indivíduos diferentes por espécie e em cada parcela, sendo que as espécies *Cenchrus ciliaris* L. e *Piper aduncum* L. foram coletadas em todos os tratamentos, e as espécies *Solanum palinacanthum* Dunal e *Urena lobata* L. somente foram coletadas nos tratamentos 2 e 3, pela ausência da espécie no tratamento 1.

3.5.1 Descrição das espécies coletadas

- *Cenchrus ciliaris* L.

C. ciliaris, da família Poaceae, é comumente chamado de capim-buffel, capim-búfalo, biloela, molojo. É uma planta anual, herbácea, ereta, com altura entre 30 e 60 cm, muito entouceirada e ramificada. É originada de regiões semiáridas da América do Norte. Foi introduzida no Nordeste do Brasil, na região do Polígono das secas, por ser rústica e forrageira de boa qualidade. É muito agressiva, invadindo áreas vizinhas cultivadas e beiras de estradas, sendo considerada como praga (Lorenzi, 2000). A sua coleta foi importante porque esta espécie pode fornecer alimento em grande quantidade para os animais que se alimentam em áreas de reflorestamento.

- *Solanum palinacanthum* Dunal

Possui nomes populares como joá-bravo, mata-cavalo, arrebenta-boi. É uma planta nativa, anual, herbácea, ereta, ramificada, de caule densamente piloso e armada de muitos acúleos verde-amarelos, com 50 - 80 cm de altura, propaga-se exclusivamente por sementes. Pertence à família solanaceae. É considerada como planta daninha, porque infesta pastagem, cafezais, beira de estradas e terrenos baldios, de preferência em solos arenosos e bem ensolarados, sendo freqüente em pastagens das regiões sudeste e centro-oeste. É tóxica aos animais bovinos, porém seus frutos tóxicos são raramente comidos pelos animais, (Lorenzi, 2000). Houve engano inicial na coleta desta espécie, porque ela se parece com a planta medicinal jurubeba do mesmo gênero *Solanum*, mas como tinha muitos sinais de herbivoria por insetos nas folhas, foi mantida por ser considerada importante deste modo, na preferência alimentar de insetos.

- *Piper aduncum* L.

Também conhecida como caapeba, entre outros nomes populares, *P. aduncum* é uma planta perene, ereta, de hábito subarbuscivo, muito ramificada, com caules articulados, de 80-160 cm de altura, nativa da América tropical, da família piperaceae. Propaga-se apenas por sementes. Típica de sub-bosque em todo o território brasileiro torna-se indesejável quando influencia no aproveitamento econômico de alguma cultura. Sendo freqüente na encosta litorânea do sudeste brasileiro, é encontrada infestando

pomares, pastagens e terrenos baldios, mas raramente forma densas infestações. Tem preferência em solos ricos em matéria orgânica, com alta umidade,(Lorenzi, 2000).

Ultimamente, esta espécie tem sido muito estudada devido aos seus princípios ativos que possuem ação leishmanicida, no tratamento fitoterápico contra fungos de pele e no controle da vassoura de bruxa em cupuaçuazeiro entre outros, além de ser muito utilizada na medicina caseira. Esta espécie de *Piper*, como outras do mesmo gênero, além de possuírem potencial econômico e medicinal, é muito importante, pois os seus frutos são muito consumidos por morcegos e pássaros, e as suas folhas por insetos. Existem duas espécies de morcegos que se alimentam preferencialmente desta espécie (Felix et al., 2000).

- *Urena lobata* L

Da família Malvaceae, é também chamada popularmente de guaxima-rosa, malva roxa e malvisco entre muitos nomes. É uma planta perene, subarbustiva, com muitas ramificações, e caule revestido por pilosidade rígida, possui altura que varia de 1 a 2 metros.

Propaga-se exclusivamente por sementes. É uma planta originária da Ásia, sendo medianamente freqüente nas regiões tropicais do Brasil, com exceção do centro-oeste, onde é freqüente. Infesta pastagem, pomares, beiras de estradas e terrenos baldios. Fornece fibras maciças e é utilizada como planta medicinal, (Lorenzi, 2000).

3.5.2 Preparação das amostras foliares de quatro espécies do sub-bosque

As amostras foram secas em estufa de ventilação forçada em temperatura de 60⁰C a 70⁰C, até peso constante. Após a pesagem foram moídas individualmente e analisadas para determinação dos nutrientes e dos metais pesados.

3.6 Solo

3.6.1 Coleta de solo

3.6.1.1 Solo para análise química

Para a análise química do solo, foram coletadas de forma sistemática 5 amostras simples por parcela de cada tratamento, sendo 1 na linha e 4 na entrelinha, totalizando 20 amostras por tratamento, em 3 profundidades: 0 – 10 cm, 10 – 30 cm e de 30 - 60 cm. Para estas coletas foi utilizado um trado tipo holandês, confeccionado em aço inoxidável, com caçamba de volume de 50 cm³.

3.6.1.2 Solo para densidade aparente

Para a determinação de densidade aparente do solo, foram coletadas 2 amostras para cada tratamento, nas entrelinhas de plantio, em 3 (três) profundidades: 0 - 10cm, 10 - 30cm e de 30 - 60 cm, com o auxílio de um trado de aço inoxidável para amostras indeformadas e no qual é inserido um anel com capacidade de volume de 100 cm³.

3.6.2 Preparação das amostras de solo

3.6.2.1 Solo para análise química

As amostras de solo coletadas foram colocadas em embalagens de alumínio para secagem em estufa com ventilação forçada à temperaturas de 40 - 45⁰C. Depois de seco, o solo foi peneirado em peneira de 2 mm, para homogeneização, com retiradas de grumos com pistilo de porcelana e de eventuais raízes e pedras. Cada amostra simples foi pesada em balança analítica, 100 g ± 0,03 de solo, destinada a formar uma amostra composta, que foi enviada para a análise química, no Laboratório de Ecologia Aplicada (ESALQ/USP), para determinação de matéria orgânica, de sulfato, pH, fósforo, cálcio,

magnésio, acidez potencial (H +Al), manganês e zinco. No laboratório de análises do Laboratório de Química Ambiental da ESALQ, foram analisados os teores totais de nitrogênio e metais pesados.

3.6.2.2 Solo para densidade aparente

A partir das amostras de solo coletadas nas parcelas experimentais em anéis de 100 cm³ de volume, as densidades aparentes foram definidas com a pesagem dos anéis contendo o solo, após sua secagem em estufa a 105⁰C até peso constante. Foi descontado o peso de cada anel, utilizando-se a fórmula da EMBRAPA (1979):

Densidade aparente (g/cm³) = peso da amostra seca a 105⁰C/volume do anel.

3.7 Serapilheira fina acumulada

3.7.1 Coleta de serapilheira fina

A serapilheira fina acumulada foi coletada por amostragem aleatória, com seis lançamentos de quadrados vazados de madeira com superfície interna de 0.5m x 0.5m, por parcela amostral, em cada tratamento.

3.7.2 Preparação das amostras de serapilheira

Para caracterização de serapilheira fina foram excluídos das amostras os ramos e fragmentos de cascas com diâmetro ou espessura maiores de 1 cm. O material foi seco em estufa com ventilação forçada em 60 - 70⁰C até peso constante. Após a secagem foi feita a homogeneização do material e moagem, em moinho tipo Wiley, para posterior análise química.

3.8 Metodologia de análise química

3.8.1 Material vegetal e serapilheira

Para os elementos N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Mn, Zn e B, as análises químicas foram realizadas pelo laboratório de Ecologia Aplicada do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ, após digestão sulfúrica para o nitrogênio, digestão seca para o boro e para os demais elementos, digestão perclórica. O N foi determinado pelo método micro-Kjedhal, os elementos P e o B foram determinados por colorimetria, o K por fotometria de chama, o S por turbidimetria. Ca, Mg, Fe, Cu, Mn e Zn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica, conforme procedimento sugerido por Malavolta et al.(1997).

Para os metais pesados analisados em algumas espécies do sub-bosque, a metodologia empregada pelo Laboratório de Ecologia Aplicada, do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ foi baseada em Malavolta et al. (1997).

3.8.2 Solo

Os teores totais de metais pesados e o N-total foram determinados pelo Laboratório de Química Ambiental do Departamento de Ciências Exatas da ESALQ/USP. Para avaliar os teores totais dos metais cádmio, cromo, níquel e zinco as amostras de solo foram extraídas por digestão em microondas (Abreu et al., 2001) e a determinação efetuada por espectrofotometria de absorção atômica (AA 12/1475 Intralab-Gemini).

O teor de N-total foi determinado por combustão a seco (1050 °C) em aparelho CN 2000. A análise de fertilidade do solo foi realizada pelo Laboratório de Ecologia Aplicada do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP. Para a análise de nitrogênio no solo, o método utilizado foi Kjeldahl, após digestão úmida/sulfúrica. Para determinar fósforo, enxofre, potássio, cálcio, magnésio, ferro, manganês, zinco, cobre e boro, foi utilizada a digestão nitro-perclórica, com o método de colorimétrico para o

fósforo, o enxofre e o boro, e o método de espectrofotométrico para os demais. Para o parâmetro pH foi utilizado o método potenciométrico.

3.9 Metodologia estatística

Os dados foram submetidos a análises univariadas paramétricas, através do modelo de Gauss e Markov (Steel & Torrie, 1960), utilizando-se do software SAS-STAT (SAS Institute Inc., 2003), módulos ANOVA e GLM. Testaram-se hipóteses do teste F de Fisher e efetuaram-se testes de comparações múltiplas através do Testes de comparações Múltiplas de Tukey (com 95% de confiança), segundo Montgomey (2001).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Solos

4.1.1 Características químicas

Os teores médios de nutrientes encontrados no solo, sob os diferentes tratamentos são apresentados na Tabela 3. Nota-se que houve em geral, na profundidade de 0 -10 cm, uma influência dos tratamentos sobre a fertilidade, entretanto para os teores de matéria orgânica, magnésio e manganês, apesar das variações observadas nas médias, as diferenças não foram significativas, devido provavelmente à grande variabilidade entre as amostras.

As respostas mais evidentes aos tratamentos ocorreram em relação ao fósforo, pH e o cálcio e, em menor proporção, em relação ao N-total. A acidez potencial é significativamente maior no tratamento 1, que não recebeu nenhuma aplicação de cálcio e magnésio, elementos estes que competem com o alumínio e o íon hidrogênio nos sítios de troca catiônica do solo. Os valores encontrados de acidez potencial são inversamente proporcionais aos valores de pH e aos teores de cálcio trocável, que foi adicionado com a calagem e a aplicação do bio sólido. Em experimento semelhante com eucalipto, também conduzido na E.E.C.F.de Itatinga, mas sobre latossolo vermelho amarelo de textura arenosa, 55 meses após a aplicação de bio sólido, Velasco-Molina (2004) observou que, associado com o aumento de pH, houve uma diminuição do teor de alumínio e da acidez potencial. Em relação ao pH, observa-se na Tabela 3, que na camada de 0 a 10 cm de profundidade, houve um aumento significativo com a adubação mineral (T2) e mais ainda com a adição do bio sólido (T3).

Em relação às camadas inferiores, apenas no tratamento com biossólido (T3) foi verificado um aumento significativo do pH na camada 10 – 30 cm, ficando evidente a tendência de elevação de pH com a aplicação do biossólido (Figura 4).

Figura 4 - Variação do pH (CaCl₂) ao longo do perfil do solo

Vieira (1998), estudando a dinâmica dos nutrientes em latossolo vermelho-amarelo sob vegetação de cerrado na Estação Experimental de Itatinga, encontrou valores de pH semelhantes aos observados no tratamento testemunha desta pesquisa. Em função desta e de outras pesquisas conduzidas na E. E. de Itatinga com o mesmo biossólido, pode-se concluir que sua aplicação em superfície tende a elevar o pH do solo, mas de forma lenta. Por exemplo, Andrade (1999), após 6 meses da aplicação do biossólido, ainda não havia observado alterações do pH. Entretanto, Vaz (1999), 13 meses após a aplicação, encontrou um aumento significativo do pH nas camadas superficiais entre 0 e 20 cm de profundidade do tratamento com 20 t/ha de biossólido. Também Velasco-Molina (2004), no mesmo experimento estudado por Andrade (1999), 55 meses após a aplicação do biossólido, encontrou um aumento significativo do pH na camada entre 0 e 10 cm de profundidade e um acréscimo, mas não significativo, nas camadas mais profundas.

A acidez potencial é significativamente maior no tratamento 1, que não recebeu nenhuma adição de cálcio e magnésio. Sabe-se que os valores de acidez potencial tendem a ser inversamente proporcionais aos valores de pH e aos teores de cálcio

trocável, sendo que este elemento foi adicionado pela calagem no tratamento 2 e pela adição de biossólido (T3). Também Velasco-Molina (2004), em outro experimento com eucalipto na E.E.C.F. de Itatinga, observou que associado ao aumento de pH houve uma diminuição nos teores de alumínio e de acidez potencial. Entretanto, Andrade (1999), no mesmo experimento anteriormente citado, mas apenas 6 meses após a aplicação do lodo, não encontrou diferenças significativas nos teores de acidez potencial, com várias doses crescentes de biossólido. Isto indica ser necessário um certo prazo para que o cálcio do biossólido fique disponível e atue como neutralizador de acidez do solo.

O nitrogênio total (Tabela 3) é significativamente maior na primeira camada do tratamento 3 em relação aos demais, apesar da pequena diferença. Como a quantidade de nitrogênio aplicada via biossólido foi quase 4 vezes maior do que a quantidade aplicada pela fertilização química (Tabela 2), é provável que parte deste elemento tenha sido perdida por volatilização e lixiviação, ou esteja ainda contida no biossólido residual remanescente sobre o solo. A variação desse elemento ao longo do perfil do solo (Figura 5) pouco mudou com os tratamentos, mantendo o mesmo padrão de curva.

Figura 5 - Variação do N total (g.kg^{-1}) ao longo do perfil do solo

Velasco-Molina (2004), também não encontrou diferença significativa até 60 cm de profundidade, entre os tratamentos testados com várias doses de biossólido e fertilizantes, 55 meses após aplicação de biossólido. Porém na camada de 60 - 90 cm, encontrou valores superiores de N-total nos tratamentos que receberam maior

quantidade de biossólido em relação à testemunha, indicando uma possível lixiviação deste elemento ao longo do perfil do solo. Bramryd (2002), na Suécia, estudando o impacto do lodo de esgoto no balanço de nutrientes em plantações de *Pinus sylvestris*, observou um aumento generalizado no N total com a aplicação de biossólido, mas acusou grande variabilidade nos teores encontrados devido à pouca homogeneidade de distribuição do biossólido.

Saviozzi et al. (1999) na Itália, em solo argiloso cultivado com rotações de milho e trigo e sob aplicações sucessivas de esterco de curral e de biossólido incorporados, encontraram maior quantidade de N total na testemunha sem plantas cultivadas do que nos tratamentos, indicando que as culturas estariam retirando o N fornecido, diminuindo assim a perda por lixiviação.

O fósforo mostra-se significativamente diferente entre os três tratamentos na camada de 0 - 10 (Tabela 3). Nota-se que ocorreu uma maior disponibilização no tratamento 2, provavelmente devido à forma de fósforo aplicada através da adubação química. De fato, a quantidade total de fósforo aplicada no T3 (Tabela 2) foi maior do que a aplicada via adubação química no tratamento 2, mas, como o biossólido sobre o solo ainda não foi totalmente degradado, a liberação do fósforo para às raízes das plantas ocorre de modo lento, sendo provável que o biossólido venha a suprir este nutriente às árvores por um período mais prolongado. Este aspecto pode ser desejável do ponto de vista silvicultural, visto que poderia ser reduzida a necessidade de aplicação de adubo fosfatado.

O comportamento do fósforo em sua distribuição ao longo do perfil do solo é mostrado na Figura 6, evidenciando maiores concentrações deste elemento na camada de 0-10 cm e chegando a valores nulos na última camada (30 - 60 cm). Isto pode ser atribuído à baixa percolação deste elemento, que é muito retido nos sítios de adsorção e principalmente na camada superficial do solo mais rica em matéria orgânica. Andrade (1999), em experimento semelhante com eucaliptos, aos 6 meses após a aplicação do biossólido, não encontrou diferenças significativas entre os tratamentos em relação ao fósforo. Entretanto, Vaz (2000), no mesmo experimento de Andrade (1999), aos 13 meses após aplicação, encontrou elevação dos teores de P na camada de 0 - 5 cm, em

relação às várias doses de biossólido e atribuiu o resultado à mineralização do P contido no biossólido.

Figura 6 - Variação do P trocável (mg. dm⁻³) ao longo do perfil do solo

No mesmo experimento, também Rocha (2002), aos 32 meses após a aplicação do biossólido, encontrou valores significativamente maiores de concentração do P no tratamento com biossólido em relação à testemunha.

De forma semelhante, Nyamangara & Mzezewa (2001), em Zimbabwe, encontraram um significativo aumento do fósforo em solo argiloso sob pastagem tratado com lodo de esgoto durante 19 anos.

Quanto à matéria orgânica, observa-se na Tabela 3, que apesar dos valores elevados encontrados na camada de 0 – 10 cm, não houve diferença significativa entre os tratamentos e nem ao longo do perfil (Figura 7).

Figura 7 - Variação da matéria orgânica (g.dm^{-3}) ao longo do perfil do solo

Vaz (2000), em experimento semelhante a este, notou um decréscimo de matéria orgânica entre 6 e 13 meses após aplicação de biossólido, o que atribuiu à maior atividade microbiana do solo, quando o lodo é disponibilizado. Posteriormente, Rocha (2002), 32 meses após a aplicação do biossólido, não encontrou mais diferença significativa nos teores de matéria orgânica entre os tratamentos testemunha, adubo químico e biossólido.

Os teores de cálcio no solo (Tabela 3) na profundidade de 0 – 10 e 10 – 30 cm, parecem estar respondendo positivamente à adição deste elemento através dos tratamentos 2 e 3, evidenciando diferenças significativas entre eles. Na Figura 8 nota-se a tendência da percolação do cálcio através do perfil, mostrando diferenças significativas de concentração no tratamento 3 na a camada de 10-30 cm de profundidade. Igualmente, Andrade (1999), Rocha (2002) e Velasco-Molina (2004) encontraram elevação nos teores de cálcio na camada de 0 – 5 cm de profundidade nos tratamentos com adição de fertilizante e principalmente com 20 e 40 t/ha de biossólido.

Figura 8 - Variação do cálcio (mmolc. dm^{-3}) ao longo do perfil do solo

Apesar de ter sido aplicada uma maior quantidade de magnésio no tratamento 2 do que no tratamento 3 (Tabela 2), o teor deste elemento tende a ser mais elevado em todas as camadas do solo no tratamento com biofósforo (Tabela 3), mas sem evidenciar uma diferença significativa. Observa-se que a curva deste elemento no perfil (Figura 9) é semelhante à curva do cálcio (Figura 8). Rocha (2002), 32 meses após a aplicação do biofósforo, verificou um aumento no teor de magnésio nos tratamentos com doses crescentes de biofósforo nas camadas de 0 – 5 e 10 – 20 cm de profundidade. Porém, Velasco-Molina (2004) não encontrou diferenças significativas na concentração deste elemento até 90 cm de profundidade, 55 meses após a aplicação de biofósforo.

Tabela 3. Valores médios das características químicas do solo nos três tratamentos, em diferentes profundidades

Tratamento: Profundid. (cm)	N total	P	M.O.	pH	C	H+Al	Mg	S-SO ₂	Mn	Zn					
											a				
											g.kg ⁻¹	mg dm ⁻³	g dm ⁻³	CaCl ₂	-----mmolc dm ⁻³ ----
T1	0 - 10	1,2ab ¹	10,5c	37,0a	3,9c	8,5c	95,8a	3,3a	22,5a	24,4a	0,8b				
T2	0 - 10	1,0b	40,3a	37,5a	4,5b	31,0b	54,5b	5,5a	17,3ab	20,8a	2,1b				
T3	0 - 10	1,3a	22,3b	40,7a	4,9a	48,3a	47,3b	5,7a	14,0b	35,5a	3,9a				
T1	10 - 30	1,0a	8,3a	25,0a	3,9b	2,3b	80,5a	1,3a	25,0a	8,7a	0,4a				
T2	10 - 30	0,9a	7,0a	21,5a	3,9b	7,0ab	68,3b	2,0a	26,8a	9,2a	0,6a				
T3	10 - 30	1,0a	7,8a	22,3a	4,0a	11,0a	66,0b	2,3a	31,0a	9,1a	0,6a				
T1	30 - 60	0,7a	0,0	20,5a	3,9a	2,3b	72,8a	1,0b	28,3a	3,3a	0,2a				
T2	30 - 60	0,6a	0,0	19,5a	3,9a	3,0ab	69,8a	1,0b	25,8a	3,4a	0,4a				
T3	30 - 60	0,6a	0,0	19,4a	3,9a	4,7a	74,0a	2,0a	34,0a	3,4a	0,3a				
médias seguidas da mesma letra,na mesma coluna, na mesma profundidade não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância)															

¹médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, na mesma profundidade não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância)

Figura 9 - Variação do magnésio (mmolc.dm^{-3}) ao longo do perfil do solo

Os teores de enxofre no solo dos diferentes tratamentos são apresentados na Tabela 3. Nota-se diferença significativa entre os tratamentos apenas na profundidade de 0 –10 cm. Apesar do enxofre aplicado com o bioossólido (Tabela 2), observa-se que há diminuição na disponibilidade deste elemento em relação à testemunha. Pode estar havendo uma inibição na liberação do enxofre devido à matéria orgânica e ao fósforo contido no bioossólido (Primavesi, 1980). Nota-se também, que há uma tendência de aumento no teor de enxofre nas camadas inferiores (Figura 10), podendo indicar uma possível lixiviação deste elemento no solo. Vaz (2000), observou aos 6 meses após a aplicação de bioossólido, um aumento do teor de S-SO_4^{-2} , provavelmente devido à rápida mineralização dos compostos sulfurados do bioossólido de fácil decomposição.

Figura 10 - Variação do enxofre (mg.dm^{-3}) ao longo do perfil do solo

Posteriormente, Rocha et al. (2004), no mesmo experimento, aos 32 meses após aplicação do bio sólido, encontrou maior disponibilização do S-SO_4^{-2} e atribuiu o fato ao aumento de pH e à mineralização da serapilheira.

Para os teores de manganês no solo (Tabela 3), não se observa diferença significativa entre os três tratamentos, apesar do valor encontrado na camada de 0 –10 no tratamento 3 ser o dobro no tratamento 1, todavia ocorre uma redução na concentração deste elemento com a profundidade (Figura 11). Em experimento semelhante, Vaz (1999) observou um decréscimo nos teores de Mn em todos os em todos os tratamentos ao longo do tempo e atribuiu o resultado às precipitações ocasionadas pelas alterações de pH e formação de complexos e quelatos.

Figura 11 - Variação do manganês (mg.dm^{-3}) ao longo do perfil do solo

Em relação ao zinco (Tabela 3), há uma diferença significativa do tratamento 3 em relação à testemunha, apenas na camada de 0 – 10 cm. Este aumento do zinco na camada superior do solo tratado com biossólido é coerente com a maior aplicação de zinco no tratamento com biossólido. Pode-se observar o comportamento do zinco através do perfil do solo na Figura 12, mostrando a diferença entre os tratamentos na profundidade de 0 – 10 cm e a diminuição dos teores ao longo do perfil.

Figura 12 - Variação do zinco (mg.dm^{-3}) ao longo do perfil do solo

4.1.2 Teores totais de metais pesados

Os teores totais de metais pesados, dos elementos: cobre, níquel, zinco e cromo são apresentados na Tabela 4. Os dados se referem à profundidade de 0 –10 cm, após 68 meses da aplicação do bio sólido, visto que nesta camada ocorre normalmente uma maior concentração de metais pesados que estão ligados à matéria orgânica e a outros componentes do solo. Também na primeira camada o chumbo não foi detectado por estar abaixo do limite de detecção do espectrômetro de absorção atômica. Para os elementos cobre e zinco, não foram encontradas diferenças significativas entre os tratamentos. Em relação ao níquel, o tratamento 1 não foi diferente significativamente dos tratamentos 2 e 3, mas o tratamento 3 diferiu do tratamento 2. O cromo só foi detectado no tratamento 3. Portanto, apenas o Cr se apresentou com concentração significativamente maior no tratamento com bio sólido.

Velasco-Molina (2004), 55 meses após a aplicação de bio sólido, também não observou diferenças significativas entre as concentrações de metais pesados em tratamentos semelhantes aplicados num talhão de eucalipto, também plantado em 1998 na E. E. de C.F. Itatinga, mas sobre latossolo vermelho amarelo de textura arenosa (80% de areia), confirmando também resultados anteriores encontrados no mesmo local por Andrade (1999).

Tabela 4. Teores totais de metais pesados no solo: cobre, níquel, zinco e cromo, na profundidade de 0-10 cm, após 68 meses da aplicação do bio sólido, (os valores em parêntesis são os erros padrões das médias)

Tratamentos	Cu	Ni	Zn	Cr
	----- mg. kg ⁻¹ -----			
T 1	43 a ¹ (4,0)	13 ab (0,7)	44 a (4,3)	0
T 2	34 a (0,3)	11b (1,1)	44 a (3,5)	0
T 3	34 a (3,5)	16 a (1,4)	52 a (2,8)	5 (1,4)

¹médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, na mesma profundidade não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância)

Os valores comparativamente mais elevados observados neste experimento em relação aos resultados de Velasco-Molina (2004) podem ser atribuídos provavelmente à maior proporção de argila e de matéria orgânica do latossolo vermelho escuro utilizado neste experimento, quando comparado com o latossolo vermelho amarelo de textura arenosa. Fadiga et al.. (2002), ao estudar concentrações naturais de metais pesados em 162 amostras de solo das principais classes de solo brasileiro, encontraram relações positivas entre os valores de argila, silte, Mn, Fe e CTC e os teores de metais pesados dentro dos solos estudados. Estes mesmos autores relataram a falta de definição de níveis brasileiros de metais pesados para avaliar contaminações do solo. Para Silveira et al. (2004) os óxidos de ferro e a matéria orgânica se destacam na retenção de metais pesados. Solos mais argilosos retêm mais metais pesados devido aos sítios de adsorção, diminuindo a chance de lixiviação e contaminação de cursos d'água, devido à menor quantidade de metal na forma disponível na solução do solo.

De modo geral, os resultados da Tabela 4 indicam que 68 meses após a aplicação de 20 toneladas por hectare de biossólido, não ocorreu uma disponibilização efetiva dos metais pesados adicionados com o biossólido, principalmente porque este ainda não foi completamente degradado, talvez devido ao fato do biossólido não ter sido incorporado, estando ainda em certa proporção sobre o solo.

4.1.3 Estoque de nutrientes no solo

O estoque de nutriente no solo, expresso em Kg por hectare, é o resultado da quantificação total dos nutrientes através da multiplicação da concentração de cada elemento pelo volume de solo e pela densidade, considerando as profundidades de 0-10, 10-30, 30-60 e 0-60 cm. Os resultados para cada tratamento são apresentados comparativamente na Tabela 5.

Com exceção do P disponível, o estoque de nutrientes no solo, até 60 cm de profundidade, é maior nas parcelas que receberam a aplicação de biossólido (tratamento 3). O estoque de fósforo foi maior nas parcelas que receberam a adubação mineral (tratamento 2) do que no tratamento 3. Isto pode ser atribuído principalmente à forma de

adubação aplicada no tratamento 2. Os valores dos estoques de nutrientes encontrados neste experimento foram superiores ao encontrados por Vieira (1998), que também na E.E. de Itatinga estudou comparativamente a distribuição de nutrientes nos ecossistemas de uma área natural de cerrado e de uma plantação de *Eucalyptus grandis*, ambos sobre latossolo vermelho-amarelo álico. As diferenças podem ser atribuídas à maior fertilidade do solo utilizado deste experimento, bem como aos tratamentos aplicados com as adições de adubo e de biossólido. Os estoques de nutrientes no solo, até 60 cm de profundidade, foram superiores também aos encontrados por Poggiani (1985) em plantações de *Eucalyptus saligna* em Piracicaba e de *Pinus cariabaea hundurensis* em Agudos (SP) sobre Latossolo Vermelho-Amarelo, fase arenosa.

De maneira geral, observa-se que o tratamento com 20 toneladas de biossólido elevou consideravelmente o estoque de nutrientes no solo e alterou as características de fertilidade. Pode-se prever, portanto, que o estoque de biossólido ainda existente sobre o solo poderá ao longo do tempo disponibilizar mais nutrientes, inclusive o fósforo, garantindo um suprimento prolongado e contínuo para o sistema radicular dos eucaliptos e da vegetação do sub-bosque.

Tabela 5. Estoque de nutrientes e matéria orgânica no solo dos três tratamentos e em diferentes profundidades (Kg. ha⁻¹)

Tratam.	Profund.	M.O.	N	P	Ca	Mg	S -SO4	Mn	Zn
			(total)						
			cm -----kg. ha-1-----						
T 1	0-10	50320,0	1581,8	14,3	231,7	53,7	30,6	33,1	1,1
	10-30	65000,0	2488,5	21,5	117,2	39,5	65,0	22,6	0,9
	30-60	79950,0	2613,9	0,0	175,9	47,4	110,2	12,7	0,9
	0-60	195270,0	6684,2	35,8	524,8	140,6	205,8	68,3	2,9
T2	0-10	60000,0	1634,5	64,4	994,0	106,9	27,6	33,3	3,4
	10-30	48590,0	2111,3	15,8	317,0	54,9	60,5	20,7	1,4
	30-60	70785,0	2029,5	0,0	218,2	44,1	93,5	12,2	1,4
	0-60	179375,0	5775,3	80,2	1529,2	205,9	181,6	66,2	6,2
T3	0-10	57915,0	1864,9	31,8	1382,7	98,5	20,0	50,8	5,6
	10-30	62300,0	2658,8	20,3	617,2	79,4	86,8	25,5	1,7
	30-60	79695,0	2532,6	0,0	394,1	100,6	140,8	14,2	1,2
	0-60	199910,0	7056,3	52,1	2394,0	278,4	247,6	90,5	8,5

4.1.4 Densidade aparente do solo

Os valores de densidade aparente do solo são apresentados na Tabela 6. A densidade encontrada provavelmente não está refletindo uma influência dos tratamentos sobre o solo. Em princípio, a grande quantidade de matéria orgânica fornecida pelo biossólido, poderia diminuir a densidade aparente.

Tabela 6. Valores médios de densidade aparente em g/cm^3 , de solos coletados em três profundidades nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (20 t. de biossólido + K ha^{-1})

Profundidade	Tratamento 1	Tratamento 2	Tratamento 3
(cm)	----- g/cm^3 -----		
0-10	1,36	1,60	1,43
10-30	1,30	1,13	1,40
30-60	1,30	1,21	1,38

Mas como não houve incorporação do biossólido, não se pode atribuir qualquer relação entre os tratamentos e a variação da densidade aparente do solo. Uma explicação plausível para a maior densidade na camada superficial do solo no tratamento 2, pode ser atribuída à movimentação mais intensa de máquinas no local, visto que durante a colheita em ocasiões anteriores, esta área foi utilizada como pátio para estoque de madeira.

4.2 Serapilheira acumulada

4.2.1 Teores de nutrientes

Os teores de nutrientes na serapilheira fina acumulada aos 58 meses da implantação do povoamento são apresentados na Tabela 7.

Para os elementos P, K, Mg, S, B, Cu e Fe não houve diferença significativa entre os tratamentos, indicando que seriam necessárias maiores quantidades de biossólido ou doses mais frequentes, para influenciar na nutrição foliar destes elementos e conseqüentemente na serapilheira.

Tabela 7. Teor de nutrientes na serapilheira acumulada sob *E. grandis* nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (20 t. de biossólido + K ha⁻¹)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
-----g Kg ⁻¹ -----						
T1	9,7 b ¹	0,4a	0,3a	7,3b	1,4a	1,3a
T2	10,1ab	0,5a	0,5a	10,2b	1,5a	1,1a
T3	11,6 a	0,9a	0,6a	14,8a	1,6a	1,4a

Tratamento	B	Cu	Fe	Mn	Zn
-----mg kg ⁻¹ -----					
T1	12,5a	29,5a	11802,5a	1068,8a	29,8b
T2	15,0a	29,0a	9492,5a	571,3b	33,8b
T3	14,0a	52,8 a	10322,5a	630,0b	113,5a

¹médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância)

Os teores de nitrogênio e cálcio do tratamento 3 são maiores e diferem significativamente do tratamento 1, mas não diferem do tratamento 2. O zinco no tratamento 3 apresenta teor mais elevado, que difere significativamente dos tratamentos 1 e 2. Estes valores podem estar relacionados com a contribuição do biossólido na nutrição foliar, devido à grande quantidade destes elementos que o biossólido contém.

Para o manganês, pode ter ocorrido um comportamento de antagonismo com alguns elementos, pois o tratamento 1 diferiu dos tratamentos 2 e 3. Esta mesma situação foi verificada por Guedes (2000) ao analisar serapilheira de eucalipto em relação à vários tratamentos com biossólido e adubação mineral, após 2 anos, com valores maiores de Mn na testemunha do que nos tratamentos de adubação química e dosagens crescentes de biossólido.

Observa-se que o biossólido causou o aumento significativo nos teores de N, Ca e Zn em relação à testemunha. Na Bahia, em povoamentos florestais de eucalipto com a mesma faixa etária, foram observados teores semelhantes na serapilheira acumulada

(g.kg⁻¹), de 12,2 para N; 0,26 para P; 0,97 para K; 12, 23 para cálcio, (Gama-Rodrigues & Barros 2002). Poggiani (1985), em folheto acumulado sob plantação de *E. saligna* em Piracicaba, aos 10 anos de idade, observou uma concentração de 6,3 para N; 0,6 para P; 1,3 para K; 7,5 para Ca e 1,8 para Mg (g.kg⁻¹). Na serapilheira acumulada, Serrano (1997) em povoamento de *E. grandis* encontrou: 0,4 para P; 1,4 para K; 8,8 para Ca e 1,0 para Mg (g.kg⁻¹). Kolm (2001), na serapilheira acumulada em plantio de *E. grandis* aos 20 anos de idade, em Bofete (SP), encontrou uma concentração de 6,7 de N; 0,3 para P; 0,7 de K; 5,5 para Ca; 1,8 para Mg e 0,5 para S (g.kg⁻¹).

4.2.2 Biomassa e estoque de nutrientes

A biomassa e o estoque de nutrientes são apresentados na Tabela 8. Não houve diferença significativa entre os valores de biomassa de serapilheira acumulada nos três tratamentos mostrando que, aos seis anos de idade, não é observada influência da aplicação do adubo comercial e do biofertilizante sobre a quantidade de folheto acumulado.

Kolm (2001), estudando a ciclagem de nutrientes em plantações de *E. grandis* aos 20 anos, em Bofete (SP) sob diferentes intensidades de desbastes, encontrou 18 t. ha⁻¹ de serapilheira fina acumulada no tratamento sem desbaste. Vieira (1998), em Itatinga (SP), encontrou 11, 17 e 24 toneladas por hectare de serapilheira fina acumulada respectivamente, sob vegetação natural de cerrado, *E. saligna* aos 16 anos não adubado, e *E. grandis* aos 6 anos adubado. Serrano (1997) em plantações de *E. grandis* aos 7 anos, em Itatinga (pertencente à Companhia Suzano), encontrou 23, 7 t. ha⁻¹ de serapilheira acumulada. Carpanezzi (1980) estudando a biomassa de serapilheira acumulada em floresta natural e em plantação de eucalipto aos 5 anos de idade, encontrou 10,5 e 7,6 t ha⁻¹ respectivamente. Guedes (2000) encontrou em plantio de *Eucalyptus grandis* cultivado em latossolo de baixa fertilidade, aos 2,5 anos de idade, uma quantidade de biomassa da serapilheira fina correspondente a 2,0, 3,2 e 2,8 t ha⁻¹, respectivamente, para os tratamentos testemunha absoluta, adubação mineral e 20 t ha⁻¹ de biofertilizante. De modo geral, pode-se inferir que a quantidade de serapilheira fina acumulada sobre o solo em povoamentos florestais, depende de vários fatores

importantes como: espécie arbórea utilizada no plantio, condições climáticas, condições edáficas, adubação, estresse hídrico e estágio do povoamento.

Tabela 8. Biomassa e estoque de nutrientes da serapilheira acumulada nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (20 t. de bio sólido + K ha⁻¹)

Tratamento	Biomassa	N	P	K	Ca	Mg	S
	t.ha ⁻¹		-----kg. ha ⁻¹ -----				
T1	12,1a	117,1a ¹	5,1b	3,6a	88,6b	17,2a	15,7a
T2	12,5a	125,7a	5,6ab	5,6a	127,6ab	18,4a	13,4a
T3	12,1a	139,8a	10,5a	6,6a	178,0a	19,3a	16,6a
			B	Cu	Fe	Mn	Zn
T1	12,1a		0,2a	0,4a	142,8a	12,9a	0,4b
T2	12,5a		0,2a	0,4a	118,4a	7,1a	0,4b
T3	12,1a		0,2a	0,6a	124,4a	7,6a	1,4a

¹médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, na mesma profundidade não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância)

Em relação ao estoque de nutrientes na serapilheira, nota-se que não houve diferença significativa para os elementos N, K, Mg, S, B, Cu, Fe e Mn. Para os elementos fósforo e cálcio, o tratamento 3 foi diferente apenas do tratamento 1, e somente para o zinco houve diferença significativa do tratamento 3 em relação aos tratamentos 1 e 2.

Kolm (2001), encontrou na serapilheira fina acumulada sob plantios de eucalipto não desbastados, aos 20 anos, 121,5 kg. ha⁻¹ de N; 5, 5 de P; 12,7 de K; 99,7 de Ca; 32,6 de Mg e 9,1 de S. Poggiani (1985) encontrou 50,2 kg. ha⁻¹ de N; 4,6 de P; 10,6 de K; 59,5 de Ca e 14,6 de Mg na serapilheira fina acumulada em povoamento de *E. saligna* aos 10 anos de idade. Vieira (1998), em Itatinga, na serapilheira fina acumulada sob plantios de *E. grandis* aos 6 anos de idade encontrou 146,7 kg. ha⁻¹ de N; 6,6 de P; 6,6 de K; 66,9 de Ca e 16,7 de Mg.

Como a biomassa de serapilheira acumulada é quase igual nos três tratamentos estudados, pode-se concluir que os estoques significativamente maiores de fósforo, cálcio e zinco observados no tratamento 3 são resultado das maiores concentrações dos elementos no folheto e conseqüentemente dos tratamentos aplicados.

4.3 Vegetação do sub-bosque

4.3.1 Teores de nutrientes

Os teores de nutrientes na biomassa da vegetação de sub-bosque (Tabela 9), são resultado das análises efetuadas separadamente para as categorias: (a) “gramíneas”, (b) “folhas” e (c) “ramos-caules” das dicotiledôneas.

Em geral, analisando-se os componentes do sub-bosque, observa-se que houve pouca influência da fertilização mineral ou da aplicação do biofóssido sobre a nutrição vegetal, sendo que a categoria “ramos-caules” foi a que menos foi afetada pelos tratamentos. Os elementos nitrogênio, magnésio, ferro e zinco não variaram significativamente entre os tratamentos nas diferentes categorias, mas o teor de zinco, apesar de não significativo, foi maior no tratamento 2, devido provavelmente à maior disponibilidade deste elemento no adubo. As concentrações de ferro também não variaram de forma significativa, sendo maiores nas categorias “gramíneas” do tratamento 1 e “folhas” do tratamento 2. O elemento fósforo, apenas se diferenciou entre os tratamentos nas gramíneas, bem como o potássio e o boro na categoria “folhas”.

Em relação ao cálcio, a categoria “gramíneas” respondeu significativamente aos tratamentos 2 (adubação mineral) e 3 (biofóssido), ao passo que a categoria “folhas” respondeu apenas ao tratamento 3. A categoria “gramíneas” respondeu aos tratamentos 2 e 3 para o enxofre e a categoria “ramos-caules” apresentou diminuição no teor deste elemento no tratamento 3. As categorias “gramíneas” e “folhas” também responderam aos tratamentos 2 e 3 para o elemento cobre, que foi adicionado com o biofóssido. A concentração de manganês foi reduzida em todas as categorias com a aplicação da adubação mineral e do biofóssido, sendo que no tratamento com o biofóssido, na categoria

“ramos-caules”, a concentração de Mn no tecido vegetal chegou a ser quase 7 vezes inferior à testemunha. O Fe também diminuiu na categoria “folhas” nos tratamentos 2 e 3 em relação à testemunha.

Tabela 9. Teores de nutrientes no material vegetal de “gramíneas”, “folhas” e “ramos/caules” da vegetação de sub-bosque nos três tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (20 t de biossólido/ha +K)

Tratamen	Categor.	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
-----g Kg ⁻¹ -----						-----mg.Kg ⁻¹ -----						
T 1	Gramín	16,7a ¹	0,4b	8,0a	1,9b	2,2a	1,1b	3,8a	5,3b	395,0a	411,8a	25,5a
T 2	Gramín	14,8a	0,7a	9,4a	2,9a	2,4a	1,9a	7,5a	6,8a	604,8a	269,5ab	34,5a
T 3	gramín	14,7a	0,8a	10,3a	3,2a	2,3a	1,6a	9,8a	6,0a	405,5a	200,3b	28,5a
T 1	folhas	26,9a	1,0a	9,3b	8,9b	3,8a	2,2a	35,8b	10,8b	709,0a	910,8a	29,5a
T 2	folhas	27,5a	1,4a	11,7a	13,2ab	5,2a	2,3a	49,3a	21,3a	410,8a	542,3ab	48,3a
T 3	folhas	28,4a	1,4a	12,5a	16,0a	3,9a	2,2a	45,8a	17,3a	458,0a	255,5b	38,3a
T 1	ramos- caules	11,6a	0,5a	6,4a	4,6a	1,8a	1,1a	8,8a	15,0a	159,8a	366,8a	28,3a
T 2	ramos- caules	9,7a	0,7a	9,0a	5,1a	2,0a	0,8ab	9,5a	17,5a	186,8a	108,8b	33,0a
T 3	ramos- caules	10,8a	0,8a	8,7a	7,9a	1,6a	0,6b	10,5a	12,3a	132,3a	53,5b	22,8a

¹médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância)

Rocha et al. (2004), em experimento semelhante a este conduzido na E.E.C.F. de Itatinga, mas em solo de textura arenosa, observaram diferenças na concentração de nutrientes conforme o estágio de crescimento do povoamento de eucaliptos, mas não encontraram relações entre os tratamentos e as concentrações de certos nutrientes nas folhas, como no caso do nitrogênio, fósforo e cálcio. Assinalam que os teores foliares de S e N aumentaram até a idade de 24 meses, mas diminuíram com o fechamento das copas. O Mn foi o único micronutriente que respondeu inversamente ao tratamento com

biossólido, mas de modo geral houve melhoria da nutrição das plantas com a aplicação de biossólido. Guedes & Poggiani (2003) no mesmo experimento utilizado por Rocha et al. (2004), observaram alteração significativa dos teores de nutrientes nas folhas com a aplicação de biossólido, exceto em relação ao Fe, com o aumento nos teores de N, P, Ca e S e a diminuição na concentração do Mg e do Mn. A diminuição do Mn pode estar relacionada ao pH do solo e ao antagonismo com o cálcio e o magnésio nos sítios de absorção (Guedes & Poggiani, 2003; Primavesi, 1980). Se observarmos a Tabela 9, há uma relação inversa entre os teores de cálcio e os teores de manganês em todas as categorias do sub-bosque, com maior destaque nas folhas das dicotiledôneas. Poggiani (1998), analisando os teores foliares de nutrientes de espécies do sub-bosque na mesma área experimental, alguns meses antes e depois da aplicação do biossólido, encontrou pequenas diferenças na concentração de nutrientes entre e dentro das espécies coletadas.

Segundo Furtini Neto et al. (2000), são vários os fatores que regulam a demanda de nutrientes, como por exemplo: espécie, variação climática, estágio de crescimento, classificação ecológica e atributos do solo, sendo difícil a classificação nutricional das espécies nativas florestais, devido à alta variabilidade de respostas à fertilização. Estudando várias espécies arbóreas nativas em resposta à adubação e à calagem, estes autores encontraram incremento geral em crescimento com o fornecimento de N, obtendo respostas positivas imediatas para as espécies pioneiras e respostas tardias para as espécies clímax.

Melo (1999), estudando a resposta de mudas de espécies arbóreas de cerrado com a adubação de N-P-K-Mg no solo, observou aumento de concentração de nutrientes em todas as partes das plantas.

Analisando o impacto da aplicação do lodo de esgoto no balanço de nutrientes em uma floresta de *Pinus sylvestris* na Suécia, Bramryd (2002) encontrou aumento de concentração nas acículas em relação à maioria dos nutrientes, principalmente para o N e o P, na dose de 20 t.ha⁻¹ de biossólido.

Labreque & Teodorescu (2001), analisando o status nutricional de duas espécies de salgueiros em relação à aplicação de biossólido, encontraram concentrações foliares

mais altas para a maioria dos nutrientes nas duas espécies, principalmente em relação ao N.

4.3.2 Biomassa

Os valores de biomassa aérea da vegetação de sub-bosque são apresentados na Tabela 10, sendo que para as dicotiledôneas foram quantificadas separadamente as biomassas das categorias “folhas” e “ramos/caules”. Nota-se que, apesar da grande diferença entre os tratamentos 1 e 3, no que se refere às dicotiledôneas, esta diferença não foi significativa, devido à grande variação entre as repetições. Em relação às monocotiledôneas, houve diferença significativa entre os tratamentos 1 e 3 em relação ao tratamento 2.

Tabela 10. Valores médios de biomassa da vegetação aérea do sub-bosque, nas categorias monocotiledôneas e dicotiledôneas, coletadas sob plantio de *E. grandis*, em diferentes tratamentos. Os números entre parêntesis demonstram o erro padrão da média

Tratamento	categorias do sub-bosque				
	-----kg.ha ⁻¹ -----				
	Dicotiledôneas		Total	Total	TOTAL
	folha	ramos	Dicotiledôneas.	Monocotiledôneas	sub-bosque
T1	256,4	665,1 ¹	921,5a	415,0a	1336,5b
	(41,7)	(130,0)	(161,1)	(56,2)	(168,2)
T2	437,7	989,3	1426,9a	177,2b	1604,2ab
	(52,3)	(324,3)	(362,1)	(29,2)	(361,6)
T3	502,8	1577,6	2080,4a	493,3a	2573,7a
	(53,5)	(271,3)	(323,7)	(45,3)	(292,2)

¹médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância).

A biomassa total do sub-bosque, se considerarmos todos os componentes, é significativamente diferente entre os tratamentos 1 e 3, mas o tratamento 2 não difere dos demais, evidenciando o efeito do biossólido e da adubação química. Geralmente, nas pesquisas agroflorestais, é observado um aumento significativo da biomassa vegetal, em relação à testemunha, ou mesmo com a adubação química, quando há aplicação de doses adequadas de biossólido. Porém, quando as doses são muito elevadas, pode ocorrer uma redução da biomassa vegetal produzida, mas, a dosagem prejudicial para os vegetais só pode ser definida através de pesquisa levando-se em consideração a espécie, as características edáficas e a composição química do biossólido. Por exemplo, Martins (2001), ao estudar o efeito da aplicação do lodo de esgoto no cultivo de milho, encontrou aumento linear da produção de milho com a adição do lodo, que variou de 0 a 80 toneladas por hectare, e atribuiu este aumento ao fornecimento de elementos essenciais às plantas através do lodo de esgoto.

Moreno-Penãranda et al. (2004) verificaram na Espanha, em revegetação de pedreira de calcário, na Espanha, uma produção de biomassa significativamente maior em parcelas tratadas com biossólido ($768,7 \text{ g.m}^{-2}$), do que no tratamento testemunha ($293,8 \text{ g.m}^{-2}$), mas após 6 anos, a diferença entre os tratamentos praticamente desapareceram. Os autores argumentam que o biossólido aumentou a capacidade de retenção de água e melhorou a fertilidade do solo, favorecendo o aumento inicial da biomassa, mas a diferença entre os tratamentos diminuiu devido à revegetação natural que ocorreu naturalmente ao longo do tempo nas áreas testemunhas. O biossólido atuou provavelmente como agente catalisador do crescimento inicial da vegetação, favorecendo a cobertura do solo mais rapidamente.

Adegbidi et al. (2003), estudando o crescimento do salgueiro em relação à adição ao solo de compostos orgânicos e fertilização nitrogenada, relataram que os compostos orgânicos como o biossólido, aumentaram a biomassa do salgueiro em relação à testemunha e com resposta similar à da fertilização nitrogenada. Entretanto, o efeito da adubação nitrogenada dissipa-se mais rapidamente ao passo que o efeito dos compostos orgânicos é mais prolongado. Os compostos orgânicos tiveram um efeito positivo nas

características do solo, considerando a matéria orgânica, os cátions trocáveis e o fósforo disponível.

4.3.3 Estoque de nutrientes

O estoque de nutrientes na vegetação de sub-bosque é apresentado na Tabela 11, que resulta da multiplicação da biomassa de cada “categoria” (Tabela 10) pelo teor dos respectivos nutrientes (Tabela 9).

Observa-se que o estoque total de nutrientes no sub-bosque do tratamento 3, com exceção do Mn, é superior ao tratamento com adubo e ao tratamento testemunha. Como a biomassa total do sub-bosque foi maior no tratamento 3 (Tabela 10), pode ter sido esta a variável que mais influenciou no estoque de nutrientes, visto que não se notou grande influência do biofertilizante sobre a nutrição mineral (Tabela 9), com exceção para o Ca e o Cu, que são mais concentrados nas categorias “folhas” e “gramíneas” do tratamento 3 do que na testemunha.

Ao considerar a categoria “dicotiledôneas”, o estoque de nutrientes no tratamento 3 é maior do que nos outros tratamentos. Entretanto, para os elementos Zn, Cu e Mg o tratamento 3 é semelhante ao tratamento 2.

Em relação às monocotiledôneas, o estoque de nutrientes é maior no tratamento 3, seguido do tratamento 1, devido principalmente à menor biomassa encontrada no tratamento 2, em relação aos outros tratamentos, com exceção do elemento Fe, cujo teor é maior no tratamento 2 do que nos tratamentos 1 e 3, e do elemento Mn, com teores maiores no tratamento 2 do que no 3.

Como a vegetação de sub-bosque é muito dinâmica, variando rapidamente no espaço e no tempo, principalmente no que se refere às condições do ambiente, como por exemplo a quantidade e a qualidade de luz, a herbivoria e a competição intra e interespecífica, a fitomassa descrita neste estrato florestal representa um estoque que pode ser gradativamente convertido em suprimento mineral para o solo ou alimento para os herbívoros. Em geral, foi possível observar que o estoque de nutrientes na vegetação do sub-bosque aumentou principalmente com a aplicação do biofertilizante.

Tabela 11. Estoque de nutrientes na biomassa do sub-bosque de *E. grandis*, nas categorias “monocotiledôneas”, “dicotiledônea”, “folhas” e “ramos-caules” e estoque total nos tratamentos T1 (testemunha), T2 (adubação mineral) e T3 (20 t de biossólido/ha +K)

tratam	componentes.	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
Kg.ha-1												
T 1	Folha	6,4	0,2	2,2	2,1	0,9	0,5	0,009	0,003	0,164	0,171	0,011
	Ramos	7,7	0,3	4,3	3,0	1,2	0,7	0,006	0,010	0,169	0,217	0,007
	Total dicotiled.	14,2	0,6	6,5	5,1	2,1	1,2	0,014	0,013	0,106	0,244	0,019
	Monocotiledônea	6,9	0,2	3,3	0,8	0,9	0,4	0,002	0,002	0,275	0,461	0,026
	Total sub-bosque	21,1	0,7	9,8	5,9	3,0	1,7	0,017	0,014	0,439	0,632	0,036
T2	Folha	12,0	0,6	5,1	5,8	2,3	0,8	0,022	0,009	0,107	0,048	0,006
	Ramos	9,6	0,7	8,9	5,0	2,0	0,8	0,009	0,017	0,180	0,237	0,021
	Total dicotiled.	21,6	1,3	14,0	10,8	4,2	1,6	0,031	0,027	0,185	0,108	0,033
	Monocotiledônea	2,6	0,1	1,7	0,5	0,4	0,3	0,001	0,001	0,365	0,345	0,054
	Total sub-bosque	24,2	1,5	15,6	11,4	4,6	1,9	0,032	0,028	0,472	0,393	0,060
T 3	Folha	14,3	0,7	6,3	8,0	1,9	1,1	0,023	0,009	0,208	0,103	0,015
	Ramos	17,0	1,2	13,6	12,4	2,5	0,9	0,017	0,019	0,230	0,128	0,019
	Total dicotiled.	31,3	1,9	19,9	20,4	4,5	2,0	0,040	0,028	0,209	0,084	0,036
	Monocotiledônea	7,5	0,4	5,3	1,6	1,2	0,8	0,003	0,005	0,439	0,213	0,055
	Total sub-bosque	38,8	2,3	25,2	22,0	5,7	2,8	0,043	0,033	0,647	0,316	0,070

4.3.4 Nutrientes e metais pesados em quatro espécies do sub-bosque

Análise nutricional das folhas de cada uma das espécies de dicotiledôneas coletadas no sub-bosque não refletiu de modo significativo a influência da aplicação do biossólido e da adubação mineral sobre o “status” nutricional foliar. Entretanto, observou-se uma tendência para o aumento dos teores de macro e micronutrientes nos tratamentos com a aplicação da adubação mineral e do biossólido. Na monocotiledônea *Cenchrus ciliaris* observou-se um aumento significativo para o elemento Ca nos tratamentos 2 e 3 e para os elementos Mg e B no tratamento 2.

É importante salientar que foram poucos os indivíduos destas espécies coletados nos diferentes tratamentos, devido às baixas densidade e as frequências das plantas de cada espécie na área experimental. As espécies *Urena lobata* (Tabela 14) e *Solanum palinacanthum* (Tabela 15) foram encontradas apenas nas sub-parcelas dos tratamentos 2 e 3. Houve, também, grande variação entre os teores de nutrientes e metais pesados dentro de cada espécie. O resultado das análises das folhas de *Piper aduncum* (Tabela 12), para os todos os nutrientes, não demonstra diferenças significativas entre os tratamentos. Dentro do limite de detecção, nos três tratamentos, não foram encontrados os metais Pb, Cd e Ni, bem como o Cr no T1.

Para o elemento Al não houve diferença significativa entre os teores encontrados. Nota-se, entretanto, uma concentração mais elevada nos tratamentos 2 e 3 em relação à testemunha, apesar dos menores teores de acidez trocável encontrados no solo (Tabela 3). Ao se comparar os teores de *Piper aduncum* com a concentração de nutrientes foliares da categoria “dicotiledôneas” do sub-bosque (Tabela 9), nota-se que há uma variação nas concentrações dos diferentes elementos. Porém, pode-se observar que os teores de Fe e Mn nas folhas de *P. aduncum* são mais baixos, ao passo que as concentrações de Zn são comparativamente mais elevadas.

Tabela 12. Teor de nutrientes e metais pesados em *Piper aduncum*, sob diferentes tratamentos,¹médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
-----g Kg ⁻¹ -----						
T1	33,9a ¹	1,4a	11,0a	9,8a	4,5a	1,0a
T2	33,2a	2,0a	11,0a	13,2a	4,9a	1,5a
T3	36,0a	2,0a	8,3a	10,6a	3,6a	5,6a
		B	Cu	Fe	Mn	Zn
-----mg Kg ⁻¹ -----						
T1		53,2a	15,0a	106,6a	404,6a	56,2a
T2		55,3a	17,8a	96,8a	223,8a	74,0a
T3		50,7a	17,7a	92,0a	283,3a	65,7a
		Cr	Cd	Ni	Pb	Al
-----mg Kg ⁻¹ -----						
T1		-	-	-	-	14,0a
T2		2,0a	-	5,0a	-	30,0a
T3		0,3a	-	4,3a	-	29,0a

Em relação às espécies *Urena lobata* (Tabela 14) e *Solanum palinacanthum* (Tabela 15), não foi verificada diferença entre a aplicação da adubação mineral e de biofósforo e o tratamento testemunha. Em relação aos metais pesados nestas espécies vegetais, o Cr foi detectado em baixas concentrações nos tratamentos 2 e 3, mas o Cd não foi encontrado em nenhum tratamento. O Ni foi encontrado no tratamento 3 nas folhas de *Urena lobata* (Tabela 14) e nos tratamentos 2 e 3 em *Solanum palinacanthum* (Tabela 15).

Ao comparar estas duas espécies com os teores de nutrientes foliares do sub-bosque da categoria “folhas” das dicotiledôneas, nota-se que os teores de Fe e Mn são

mais baixos, mas os teores de Zn em *U. lobata* são mais elevados do que a média observada no sub-bosque.

Para a monocotiledônea *Cenchrus ciliaris* (Tabela 13), houve diferença significativa entre os três tratamentos para os elementos N, Ca, Mg, B, Cu, Mn e Zn. Em relação aos metais pesados, o Cr e o Ni foram encontrados em todos os tratamentos, mas o Cd apenas no tratamento 3 e o Pb nos tratamentos 2 e 3. Comparando-se os teores de nutrientes desta espécie com os teores da categoria “folhas” nas monocotiledôneas do sub-bosque, observa-se que os teores de N, P, K, S, são geralmente mais elevados, entretanto, os valores de Fe e Mn e principalmente os de B são inferiores.

Tabela 13. Teor de nutrientes e metais pesados em *Cenchrus ciliaris*, sob diferentes tratamentos, ¹médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
	-----g Kg ⁻¹ -----					
T1	21,4a ¹	0,6a	9,7a	0,6b	1,1b	3,9a
T2	20,6ab	1,4a	13,7a	2,0a	2,0a	9,6a
T3	18,8b	1,1a	10,5a	1,4a	1,7ab	1,9a
		B	Cu	Fe	Mn	Zn
		-----mg Kg ⁻¹ -----				
T1		3,0b	11,7ab	151,3a	172,7a	28,7b
T2		7,3ab	14,3a	223,1a	150,0a	60,0a
T3		4,8a	9,3b	51,3a	75,8b	29,0b
		Cr	Cd	Ni	Pb	Al
		-----mg Kg ⁻¹ -----				
T1		2,7a	-	1,3a	0,3a	76,0a
T2		5,7a	-	3,3a	0,7a	206,7a
T3		4,7a	0,3	2,7a	-	25,3a

Labresque & Teodorescu (2001), estudando o efeito da aplicação de biossólido sobre a nutrição foliar de duas espécies de *Salix* plantadas sobre três tipos de solo, observaram um aumento na concentração dos nutrientes nas folhas, mas detectaram concentrações muito baixas de metais pesados. Fiskell et al. (2003), analisando a influência da aplicação do lodo de esgoto em *Pinus elliottii* e também em duas espécies no sub-bosque do mesmo plantio florestal, concluíram que a absorção e a retenção de metais na vegetação eram insignificantes para os metais pesados Cd, Cr e Cu.

Soares et al. (2001), observando o comportamento de mudas de espécies arbóreas nativas em solo contaminado com metais pesados, concluíram que os teores de Zn, Cd, Cu e Pb nas folhas foram significativamente influenciados pelos níveis de contaminação do solo e acusaram uma elevadíssima concentração de Zn, com aproximadamente 67 vezes superior à média observada nas espécies estudadas nesta pesquisa, ultrapassando várias vezes o limite de toxicidade. Estes autores assinalaram uma grande diversidade de resposta entre as espécies estudadas quanto à concentração dos diferentes metais pesados na biomassa.

Estudando o comportamento de herbáceas em relação ao solo altamente contaminado com Cd e Zn, Carneiro et al. (2002), observaram uma redução do crescimento para maioria das plantas com o aumento da contaminação, encontrando espécies que variaram de tolerantes a muito sensíveis e até hiperacumuladoras, como foi o caso de *Pfaffia*, que apresentou uma concentração de Cd superior a 100 mg/Kg.

Nascimento et al. (2004,) estudando a influência da aplicação do lodo de esgoto sobre o milho e o feijoeiro em dois tipos de solo, observaram em todas as doses aplicadas teores de Zn, Cu, Mn, Fe e Pb abaixo dos limites estabelecidos para utilização agrícola.

Tabela 14. Teor de nutrientes e metais pesados em *Urena lobata*, sob diferentes tratamentos, ¹médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
-----g Kg ⁻¹ -----						
T2	30,6a ¹	3,9a	11,9a	10,2a	6,7a	3,6a
T3	31,8a	4,8a	12,1a	10,5a	5,6a	5,4a
		B	Cu	Fe	Mn	Zn
-----mg Kg ⁻¹ -----						
T2		43,8a	19,0a	114,3a	350,0a	111,0a
T3		40,7a	23,3a	115,3a	435,0a	124,7a
		Cr	Cd	Ni	Pb	Al
-----mg Kg ⁻¹ -----						
T2		0,7a	-	-	0,7a	42,7a
T3		2,7a	-	1,3	2,3a	38,3a

Nos E. U. A., VanderSchaaf et al. (2004), analisando a influência da fertilização em espécies de gramíneas e arbustos lenhosos e não lenhosos no sub-bosque de coníferas, observaram resultados variáveis de concentração de nutrientes em todos os locais e categorias do sub-bosque, bem como para espécies coletadas e analisadas individualmente. Concluíram que as variações de concentração foram causadas provavelmente por diferenças quanto às exigências nutricionais de cada espécie. Observaram o aumento da concentração para os elementos K, S, Zn, B e Cu com a fertilização, mas pouco efeito na concentração de N foliar.

Tabela 15. Teor de nutrientes e metais pesados em *Solanum palinacanthum*, sob diferentes tratamentos, ¹médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey (nível de 5 % de significância)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
-----g Kg ⁻¹ -----						
T2	32,5a ¹	2,8a	12,8a	12,4a	3,4a	4,9a
T3	32,7a	3,5a	14,1a	17,7a	3,1a	2,7a
		B	Cu	Fe	Mn	Zn
-----mg Kg ⁻¹ -----						
T2		30,0a	29,8a	126,8a	51,0a	47,5a
T3		29,0a	33,5a	123,8a	66,8a	58,3a
		Cr	Cd	Ni	Pb	Al
-----mg Kg ⁻¹ -----						
T2		2,0a	-	2,7a	-	57,7a
T3		3,3a	-	1,7a	1,0	60,0a

Revisando a literatura, quando são comparadas as concentrações de nutrientes em espécies que regeneram no sub-bosque com as concentrações em espécies cultivadas (Drummond et al, 1997; Malavolta et al, 1997; Montagnini et al., 1997; Esalq, 2004; Stoller, 2004), nota-se que existe uma grande variabilidade, principalmente em relação aos micronutrientes. Observa-se, geralmente, que as monocotiledôneas são menos exigentes nutricionalmente do que as dicotiledôneas. Neste experimento, observa-se, por exemplo, (Tabela 9), que a concentração de nutrientes nas folhas das dicotiledôneas é maior do que nas gramíneas, principalmente para N, P, K, Ca, B, Cu e Mn.

As folhas são metabolicamente mais ativas do que as partes estruturais e lignificadas das plantas, sendo natural que as concentrações de nutrientes sejam mais elavadas nas folhas do que nos demais componentes da vegetação do sub-bosque.

Observa-se que, somente a espécie *Urena Lobata*, coletada nas parcelas dos tratamentos com adubação mineral e com biossólido, situa-se numa faixa mais elevada de concentração em relação ao Zn, com valores superiores a 100 mg/Kg.

É interessante notar que, mesmo em solos com metais pesados abaixo do nível de detecção analítica, estes podem ser encontrados em diferentes concentrações nos tecidos das plantas, demonstrando que os vegetais apresentam diferentes respostas quanto à capacidade de absorção e acumulação. Por exemplo, observa-se nesta pesquisa, que a espécie *C. ciliaris*, apresentou 0,3 mg/Kg de Cd nas folhas das plantas coletadas nas parcelas do tratamento 3. Entretanto, o Cd não foi detectado nas amostras de solo coletadas neste tratamento (Tabela 4).

Na literatura, observa-se que a concentração de metais pesados nas plantas está fortemente relacionada com a capacidade que cada espécie apresenta de conviver com os metais no meio, seja através do processo de exclusão ou de acumulação, entre outros mecanismos (Ross et al., 1994). A concentração de metais nas raízes também é uma forma de evitar que haja toxicidade e de manter uma baixa concentração em áreas metabolicamente mais ativas, como folhas e os meristemas (Soares et al., 2001).

Concluindo, pode-se dizer que a adição de adubo mineral e biossólido ao solo dos povoamentos experimentais de *Eucalyptus grandis*, cinco anos após o plantio, não aumentou de forma significativa a concentração dos metais pesados nas folhas das quatro espécies analisadas, que permaneceram dentro dos limites normais de variação mencionados por Larcher (2000), garantindo desta maneira a qualidade nutricional da biomassa produzida para os herbívoros, que integram a cadeia alimentar do ecossistema. Entretanto, o monitoramento da concentração de metais pesados em cada espécie vegetal durante o seu ciclo de vida é importante para conhecer qual o seu comportamento e planejar a forma de manejo mais adequada a ser utilizada para minimizar futuros impactos no ecossistema.

4.4 Estudo comparativo do estoque de nutrientes

Ao analisar comparativamente o estoque de nutrientes nos compartimentos: solo, vegetação e serapilheira do sub-bosque, nota-se nas respostas um padrão correspondente a cada tratamento aplicado, com exceção para o elemento N-total no solo.

Na Figura 13, que evidencia os estoques de N-total, P, Ca, Mg e S no solo, observa-se um aumento no conteúdo dos elementos Ca, Mg e S com a aplicação da adubação química (T2) e do biossólido (T3) em relação à testemunha (T1). Os estoques mais elevados são observados no tratamento 3, principalmente em relação ao Ca. O tratamento com adubo (T2) apresentou o estoque mais baixo de N-total e o maior estoque de P disponível. Espera-se que após a degradação total do biossólido aplicado, haja um considerável aumento no estoque de nutrientes em todas as camadas do solo e a conseqüente disponibilização dos nutrientes para o sistema radicular dos eucaliptos e das espécies do sub-bosque.

Figura 13 - Estoque de nutrientes na no solo, nos tratamentos T 1(testemunha), T 2 (adubação mineral) e T 3 (biossólido, 20 t.ha-1 + K), até 60 cm de profundidade

Os estoques dos elementos N, P, Ca, Mg e S na serapilheira acumulada sobre o solo são apresentados na Figura 14. Neste compartimento (serapilheira), com exceção do S, os estoques dos nutrientes aumentaram com os tratamentos 2 e 3, sendo que no tratamento 3 ocorreu o maior acúmulo de nutrientes na serapilheira, evidenciando um apreciável retorno de nutrientes ao solo através da produção do folheto, fato que favorece também o fluxo energético para a cadeia alimentar de detritos.

Figura 14 - Estoque de nutrientes na serapilheira acumulada sobre o solo, nos tratamentos T1(testemunha), T2(adubação mineral) e T3 (biossólido, 20 t.ha⁻¹ + K)

A Figura 15 mostra o estoque de N, P, Ca, Mg e S na vegetação de sub-bosque. Observa-se um aumento nos estoques de todos os macronutrientes do tratamento 3 em relação ao tratamento 2 e à testemunha. Considerando que a vegetação do sub-bosque também representa parte da biomassa armazenada, como resultado da produtividade primária, é possível se prever um incremento considerável na disponibilidade de alimento (energia) para os herbívoros, através da aplicação de biossólido ao solo em plantios florestais.

Figura 15 - Estoque de nutrientes na vegetação de sub-bosque, nos tratamentos T1(testemunha), T2(adubação mineral) e T3 (biossólido, 20 t.ha⁻¹ + K)

5 CONCLUSÕES

Ao avaliar o impacto da adição do lodo de esgoto às parcelas experimentais de uma plantação de *Eucalyptus grandis*, considerando o sistema “solo - sub-bosque - serapilheira” pode-se concluir que:

1. Houve aumento da fertilidade do solo, principalmente na camada de 0 – 10 cm de profundidade, com respostas significativas para as concentrações do P, Ca, Zn e para o pH.
2. Os estoques de todos os nutrientes do solo, entre 0 e 60 cm de profundidade, aumentaram.
3. No solo, na profundidade de 0 – 10 cm, os teores totais dos metais pesados Cu, Ni e Zn foram semelhantes aos do tratamento testemunha. Não foram detectados os elementos Cd e Pb em nenhum tratamento.
4. Os teores e os estoques de N, P, Ca e Zn aumentaram na serapilheira acumulada sobre o solo.
5. A biomassa vegetal aérea do sub-bosque aumentou com o a adição do biossólido ao solo.
6. Na vegetação de sub-bosque foi observado o aumento das concentração e dos estoques de N, P, Ca, S e Cu nas gramíneas de K, Ca, B e Cu nas folhas das dicotiledôneas.
7. Comparando as plantas coletadas nos tratamentos testemunha, adubo químico e biossólido, não foram observadas diferenças significativas nas concentrações de nutrientes e de metais pesados entre espécies do sub-bosque *Piper aduncum*, *Cenchrus ciliaris*, *Urena lobata* e *Solanum palinacanthum*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, M.F.; ABREU, C.A.; ANDRADE, J.C. Determinação de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, cobre, ferro, manganês, zinco, níquel, cádmio, cromo e chumbo em ácido nítrico usando métodos da USA-EPA. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C; CANTARELLA, H. et al. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 2001. p.251-261.
- ADEGBIDI, H. G.; BRIGGS, R. D.; VOLK, T. A. et al. Effect of organic amendments and slow-release nitrogen fertilizer on willow biomass production and soil chemical characteristics. **Biomass and Bioenergy**, v.25, p.389-398, 2003.
- ALIFRAGIS, D.; SMIRIS, P.; MARIS, F. et al. The effect of stand age on the accumulation of nutrients in the aboveground components of an Aleppo pine ecosystem. **Forest Ecology and Management**, v.141, p.259-269, 2001
- ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**. Curitiba: Sanepar/Finep, 1999. 288p.
- BORGES, K.H.; ENGEL, V.L. Influência de fragmentos de vegetação nativa na composição do banco de sementes de povoamentos implantados de eucaliptos. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7., Curitiba, 1993. **Anais**. Curitiba: SBS,SBEF,1993. p.434-437.

- BRAMRYD, T. Impact of sewage sludge application on the long-term nutrient balance in acid soils of Scots pine (*Pinus sylvestris*, L.) forests. **Water, Air and Soil Pollution**, v.140, n.1/4, p. 381-399, 2002.
- BROCKWAY, D.G. Forest floor, soil, and vegetation responses to sludge fertilization in red and white pine plantations. **Soil Science Society of America Journal**, v.47, n.3, p.776-784, 1983.
- CALEGARIO, N.; SOUZA, A.L.; MARAGON, L.C. et al. Estimativa dos parâmetros de distribuição e de associação de espécies vegetais nativas regeneradas no sub-bosque de Eucalyptus, no município de Belo Oriente -MG. **Revista Árvore**, v.17, n.2, p.146-161, 1993.
- CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, n.11, p. 1629-1638, 2002.
- CARNEIRO, P.H.M. Caracterização florística, estrutural e da dinâmica da regeneração de espécies nativas em um povoamento comercial de *Eucalyptus grandis* em Itatinga, SP. Piracicaba, 2002. 131p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo.
- CARNEVALE, N.J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantation of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, v.163, p. 217-227, 2002.
- CARPANEZZI, A.A. Deposição de material orgânico e nutrientes em uma floresta natural e em uma plantação de eucaliptos no interior do Estado de São Paulo. Piracicaba, 1980. 115p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo.
- CECCON, E.; HUANTE, P.; CAMPO, J. Effect of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedlings of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatán, Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 182, n.1/3, p. 387-402, 2003.

- CHANG, A.C.; HY.UN, H.; PAGE, A.L. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb? **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p. 11-19, 1997.
- CLINTON, B.R. Light, temperature and soil moisture responses to elevation, evergreen understory and small canopy gaps in the southern Appalachians. **Forest Ecology and Management**, v.186, p.243-255, 2003.
- DEBOSZ, K.; PETERSEN, S.O.; KURE, L.K. et al. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. **Applied Soil Ecology**, v. 19, p.237-248, 2002.
- DRUMMOND, M.A.; BARROS, N.F.; SOUZA, A.L. et al Composição mineral e demanda nutricional de espécies florestais. **Revista Árvore**, v.21, n.1, p.1-10, 1997.
- DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.P.C.; PASTORE, J.A. et al. Regeneração natural da vegetação de Cerrado sob floresta de *Eucalyptus citriodora* **Revista do Instituto Florestal**, v.9, n.1, p.71-85, 1997.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: SNLCS, 1979. 1 v.
- ESCOLA SUPERIOR DE AGRONOMIA “LUIZ DE QUEIRÓZ”
<http://www.solos.esalq.usp.br/coleta.html#tecveg> (13 nov.2004).
- FADIGA, F.S.; AMARAL-SOBRINHO, N.M.B.; MAZUR, N. et al. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. **Bragantia**, v. 61, n. 2, p.151-159, 2002.
- FELIX, J.S.; REIS, N.R. ; LIMA, I.P. et al. Dados ecológicos de quirópteros do Parque Arthur Thomas, Londrina - Pr. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 23., Cuiabá, 2000. <http://www.isaacclima.hpg.ig.com.br> (02 jul.2004).
- FERNANDES, F. Estabilização e higienização de biossólidos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap. 3, p. 45-67.
- FERNÍCOLA, N.A.G.G.; BOHRE-MOREL, M.B. Ecotoxicologia In: AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: Rima, 2003. cap.7, p.221-243.

- FERREIRA, A.C.; ANDREOLI, C.V.; JÜRGENSEN, D. Produção e características dos bio sólidos. In: ANDREOLI, C.V.; ILHENFELD, R.G.K., LARA, A.I. (Ed.). **Uso e Manejo de lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999.cap.1, p.16-33
- FISKELL, J.G.A.; NEARY, D.G.; COMERFORD, N. B. Slash pine and understory interception of micronutrients mineralized from sewage sludge applied to a sand, acid forest soil. **Forest Ecology and Management**, v. 37, n 1/3, p-27-36,1990.
- FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J. O.CURI, N. ; MOREIRA, F. M. S. Fertilização em reflorestamento com espécies nativas.. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p.351-383
- GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, v. 26, n. 2, p. 193-207, 2003.
- GAMA-RODRIGUES, A.C.; COSTA, G.S. ZAIA, F.C. Biomassa de serapilheira de diferentes coberturas florestais na região Norte Fluminense. In: FERTBIO 2000; REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 24., Santa Maria, 2000. Santa Maria:UFSM, 2000. v. 1, p. 1-4
- GONÇALVES, J.L.M.; VAZ, L.M.; AMARAL, T.M. et al. Aplicabilidade de bio sólido em plantações florestais: Efeito na fertilidade do solo, nutrição e crescimento das árvores In: BETIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.179-195
- GRIME, J.P. **Estratégias de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación**. Mexico: LIMUSA , 1982. 291p.
- GUEDES, M.C. Efeito do lodo de esgoto (bio sólido) sobre a nutrição, ciclagem de nutrientes e crescimento de sub-bosque, em plantação de eucalipto. Piracicaba, 2000. 74p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo.
- GUEDES, M.C.; POGGIANI, F. Variação dos teores de nutrientes foliares em eucalipto fertilizado com bio sólido. **Scientia Forestalis**, v.63, p.188-201, 2003.
- HARPER, J.L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 1977. 829p.

- HINDH, B.C.; MEIR, P.S. Understory vegetation in young Douglas-fir forests: does thinning help restore old-growth composition? **Forest Ecology and Management**, v. 192, p.285-296, 2004.
- HURD, T.M.; BRACH, A.R.; RAYNAL, D.J. Response of understory vegetation of Adirondack forests to nitrogen additions. **Canadian Journal of Forestry Research**, v. 28, p.799-807, 1998.
- ILHENFELD, R.G.K.; PEGORINI, E.S.; ANDREOLI, C.V. Fatores limitantes. In: ANDREOLI, C.V.; ILHENFELD, R.G.K.; LARA, A.I. (Ed.). **Uso e manejo de lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999. cap. 5, p.46-63.
- JONES, E.R.; WISHNIE, M.H.; DEAGO, J. et al. Facilitating natural regeneration in *Saccharium spontaneum* (L.) grassland within the Panama Canal Watershed: effects of tree species and tree structure on vegetation recruitment patterns. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p.171-183, 2004.
- JORDAN, C.F. **Nutrient cycling in tropical forest ecosystems**: principles and their application in management and conservation. London: John Wiley, 1985. 190p.
- KERSHAW, K.A. **Quantitative and dynamic plant ecology**. London: Edward Arnold, 1973. 309p.
- KOLM, L. Ciclagem de nutrientes e variações do microclima em plantações de *E. grandis* Hill ex-Maiden manejadas através de desbastes progressivos. Piracicaba, 2001. 73p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- KOLM, L.; POGGIANI, F. Ciclagem de nutrients em plantações de *E. grandis* submetidas à prática de desbastes progressivos. **Scientia Forestalis**, n.63, p.79-93, 2003.
- KUSH, J.S.; MELDAHL, R.S.; BOYER, W. Understory plant community response after 23 years of hardwood control treatments in natural longleaf pine (*Pinus palustris*) forests. **Canadian Journal of Forest Research**, v.29, p.1047-1054, 1999.

- LABRECQUE, M; TEODORESCU, T. Influence of plantation site and wastewater sludge fertilization on the performance foliar nutrient status of two willow species grow under SRIC in souther Quebec (CANADA). **Forest Ecology and Management**, v.150, n.3,p.223-239, 2001.
- LAKE, D.L. Sludge disposal to land. In: LESTER, J.N. (Ed.). **Heavy metals in wastewater and sludge treatment process**. Boca Raton: CRC Press, 1987. v.2: Treatment and disposal, cap. 3, p. 91-130.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Paulo: EPU, 1986. 339p.
- LIMA, W. P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2.ed. São Paulo: Edusp, 1996. 302p.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 3. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608 p.
- LUGO, A. E. The aparent paradox of reestablishing species richness on the degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, v.99, p. 9-19, 1997.
- LUIZÃO, F.J.; ALVES, V.R.; MIRANDA, Y.L. et al. Efeitos de curto prazo da extração seletiva de madeira sobre a liberação de nutrientes da liteira fina na Amazônia Central In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL,3., Brasília, 1996. **Manejo de ecossistemas e mudanças globais**. resumos. Brasília: UnB, 1996. p.97.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: Princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.
- MARQUES, M.O.; MELO, W.J.; MARQUES, T.A. Metais pesados e o uso de biossólidos na agricultura In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI,J.B.; ALEM SOBRINHO, P.et. al. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p.365-403.
- MARTINS, A.C.L. Fitodisponibilidade de metais pesados em um latossolo vermelho tratado com lodo de esgoto e calcário. Campinas, 2001. 120p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Agronômico de Campinas.
- MARTINS, S.V.; BARROS, N.F.; SAMPAIO, O.B. et al. Liberação e lixiviação de nutrientes pela queima da manta orgânica de três coberturas vegetais. **Revista Árvore**, v.19, n.2, p.149-156, 1995.

- MCLEOD, K.W.; DAVIS, C.E.; SHERROD, K.C et al. **Undestory response to sewage sludge of loblolly pine plantations: the forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes.** Washington: University of Washington Press, 1986. p. 308-323
- MELO, J.T. Resposta de mudas de espécies arbóreas do cerrado a nutrientes em latossolo vermelho escuro. Brasília, 1999.119p. Tese (Doutorado) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto.** Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap. 5, p.109-141.
- MIYAZAWA, M.; GIMENEZ, S.M.N.;FERNANDES, F. et al. Efeito do lodo de esgoto no solo e na planta. In. ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I. ; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções.** Curitiba: SANEPAR; FINEP, 1999. p.204-224.
- MONTAGNINI, F.; FERNANDEZ, R.; HAMILTON, H. Relaciones entre especies nativas y la fertilidad de los suelos. Parte 1: Contenido de elementos em la biomasa. **Yvyrareta**, v. 6, n. 6, p. 5-12,1995.
- MONTGOMERY, D. C. **Design and analysis of experiments.** New York: John Wiley, 2001. 678p.
- MOREIRA-BURGER, D.; DELITTI W.B.C. Fitomassa epígea da mata ciliar do rio Mogi - Guaçu - Itapira -SP In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. Manejo de Ecossistemas e Mudanças Globais, 3., Brasília, 1996. **Resumos.** Brasília: UnB, 1996. p. 66.
- MORENO-PENÂRANDA, R.; LLORET, F.; ALCANIZ, J.M. Effects of sewage sludge on plant community composition in restored limestone Quarries. **Restoration Ecology**, v.12, n. 2, p. 290-296, 2004.
- NASCIMENTO, C.W.A.; BARROS, D.A.S.;MELLO, E.E.C. et al. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n.2, p.385-392, 2004.

- NYAMANGARA, J.; MZEZEWA, J. Effect of long-term application of sewage sludge to a grazed grass pasture on organic carbon and nutrients of a clay soil in Zimbabwe. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.59,n.1,p.13-18, 2001.
- OLSSON, M.O.; FALKENGREN-GRERUP, U. Partitioning of nitrate uptake between trees and understory in oak forests. **Forest Ecology and Management**, v. 179, p.311-320, 2003.
- PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; COSTA, L.G.S; REIS, A. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., Campos de Jordão, 1990. São Paulo: KMK Artes Gráficas e Editora, 1990. p. 676-684
- POGGIANI, F. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas de plantações florestais de Eucalyptus e Pinus: implicações silviculturais. Piracicaba, 1985. 229p. Tese (Livre-Docência) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo.
- POGGIANI, F. **Aplicabilidade do lodo filtrado de esgoto produzido na região metropolitana de São Paulo em plantações florestais**. (Relatório de pesquisa) Piracicaba: SABESP; IPEF; ESALQ, 1998. 95 p.
- POGGIANI, F.; BENEDETTI, V. Aplicabilidade do lodo de esgoto urbano em plantações de eucalipto. **Silvicultura**, n. 80, p. 48-51, 1999.
- POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M.V. Atmospheric inputs compared with removed by harvesting from Eucalyptus plantations. Implications for sustainability. In: "IUFRO CONFERENCE ON SILVICULTURE AND IMPROVEMENT OF EUCALYPTUS" IUFRO; EMBRAPA, Salvador,1997. **Anais**. Colombo: EMBRAPA;CNPQ, 1997. v. 4, p.68-74.
- POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M.V. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V.(Ed.). **Nutrição e fertilização florestal** Piracicaba: IPEF, 2000. p.287-308.

- POGGIANI, F.; SIMÕES, J.W. Influência das espécies usadas no reflorestamento e da proximidade de um fragmento florestal na regeneração do sub-bosque em áreas degradadas pela mineração. In: CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, 7., Curitiba, 1993. **Anais**. Curitiba: SBS; SBEF, 1993. p.50-54
- POGGIANI, F.; GUEDES, M.C.; BENEDETTI, V. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: I. Reflexo no ciclo de nutrientes In: BETIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p 179-195.
- PRIMAVESI, A. **O manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Nobel, 1980. 541p.
- PRITCHETT, W.L. **Properties and management of forest soils**. New York: John Wiley, 1987. 500p.
- RAIJ, B. van. Uso agrícola de biossólidos In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIODSÓLIDOS NO MERCOSUL, 1., Curitiba, 1998. Curitiba: SANEPAR; ABES 1998, 1998. p.147-151.
- RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTERELLA, H. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas: Fundação Cargill, 1987. 170p.
- REZENDE, C.I.O.; NOGUEIRA JUNIOR, L.R.; MATTOS, E.C. Deposição anual de litter e serapilheira acumulada em 3 ecossistemas florestais nativos em Botucatu, SP In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNESP, 11., Botucatu, 1999. **Anais**. Botucatu: Edunesp, 1999. p.244.
- ROCHA,G.N. Monitoramento da fertilidade do solo, nutrição mineral e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. Piracicaba, 2002. 48p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- ROCHA,G.N.; GONÇALVES, J.L.M.; MOURA, I.M. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 623-639, 2004.
- ROSS, S.M. Sources and forms of potentially toxic metals in soil. In: ROSS, S. M.(Ed.). **Toxic metals in soil plant-systems**. Chichester: John Wiley, 1994. cap.1, p 3-25.

- ROSS, S.M.; KAYE, K.L. The mechanism of toxicity of metals in systems In: ROSS, S.M.(Ed.). **Toxic metals in soil - plant systems** Chichester: John Wiley, 1994. cap.1, p.27-61.
- RUDD, T. Scope of the problem In: LESTER, J.N. (Ed.). **Heavy metals in wastewater and sludge treatment process**. Boca Raton: CRC Press, 1987. v. 1: Sources, analysis, and legislation, p.1-29
- SAPORELLI JUNIOR., A.W.; MEIRA NETO, J.A.A.; ALMADO, R. Fitossociologia de sub-bosque de um cerrado em talhão de *E. grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho - MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 6, p.905-910, 2003.
- SARTORI, M.S.; POGGIANI, F. ; ENGEL, V.L. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith, localizado no Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, n.62, p.86-103, 2002.
- SAS INSTITUTE. **SAS/STAT guide for personal computers**. Cary, 2003. v. 8
- SAVIOZZI, A.; BIASCI, A.; RIFFALDI, R. et al. Long-term effects of farmyard manure and sewage sludge on some soil biochemical characteristics. **Biology and Fertility of Soils**, v.30, n.1/2, p.100–106, 1999.
- SCHLESINGER, W.T. **Biogeochemistry**: an analysis of global change. San Diego: Academic Press, 1997. 588 p.
- SCHLITTLER, F.H.M. Composição e estrutura fitossociológica do sub-bosque de uma plantação de *Eucalyptus tereticornis* no município de Rio Claro-SP. Rio Claro, 1984. 142p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual Paulista.
- SEBASTIANI, L.; FRANCESCA, S.; ROBERTO, T. Heavy metal accumulation and growth responses in poplar clones Eridano (*Populus deltoids x maximowiczii*) and I-214 (*P. x euramericana*) exposed to industrial waste **Environmental and Experimental Botany**, v.52, p.79–88, 2004.
- SHUGART, H.H. **A theory of forest dynamics**: the ecological implications of forest succession models. New York: Springer-Verlag, 1984. 278p.

- SHUGART, H.H.; WEST, D.C.; EMANUEL, W.R. Patterns and dynamics of forests: an application of simulation models In: SHUGART, H.H.; BOTKIN, D.B. **Forest succession: concepts and application**. New York: Springer-Verlag, 1981. 517p.
- SILVEIRA, M.L.A.; ALLEONI, L.R.F.; GUILHERME, L.R. G. Biosolids and heavy metals in soils. **Scientia Agricola**, v. 60, n. 4, p. 793-806, 2003.
- SOARES, C.R.F.S.; ACCIOLY, A.M.A.; MARQUES, T.C.L.L.S.M. et al. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v.13, n.3, p. 302-315, 2001.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA.
[http:// www.sbs.org/area_plantada.htm](http://www.sbs.org/area_plantada.htm) 2001. (15 jul.2002).
- SOUZA, J.A.; DAVIDE, A.C. Deposição de serapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scrabella*) e de eucalipto (*E. saligna*) em áreas de mineração de bauxita. **Cerne**, v.7, n.1, p. 90-100, 2001.
- SPURR, S.; BARNES, B.V. **Ecologia florestal**. Mexico: AGT, 1982. 690p.
- STEEL. R.G.; TORRIE, J.H. **Principles and procedures in statistics**. New York: McGraw Hill, 1960. 242p.
- STOLLER. <http://www.stoller.com.br/folha.htm#5-teores%20adequados%20de%20macronutrientes%20no%20tecido%20foliar>
 (13 nov.2004).
- SZWALUK, K.S.; STRONG, W.L. Near surface soil characteristics and understory plants as predictors of *Pinus contorta* site index. **Forest Ecology and Management**, v. 176, p.13-24,2003.
- TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. A recuperação da floresta atlântica sob plantios de *Eucalyptus* no núcleo Santa Virgínia-SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.5, n.2, p.187-201, 1993.
- THILL, R.E.; BELLEMORE, J.C. **Understory responses to fertilization of eroded Kisatchie soil in Louisiana**. Washington: USDA, 1986.6 p. (Forest Service SO Research, Note, 330).

- TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamentos de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap. 4, p. 69-105.
- TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólido. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B. ; ALEM SOBRINHO, P. et al. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap.5, p.146-153.
- TURNER, J.; GESSEL, S.P.; KENADY, R.M.; ATKINSON, W.A. Effects of fertilization on understory vegetation. In: FOREST FERTILIZATION CONFERENCE, Washington, 1981. **Proceedings**. Washington: Washington University, 1981. p.168-173.
- VAN NOORDWIJK, M. Nutrient cycling in ecosystems versus nutrient budgets of agricultural systems In: SMALING, E.M.A.; OENEMA, O.; FRESCO, L.O. **Nutrient disequilibria in agroecosystems: concepts and case studies**. Wallingford: CABI Publishing, 1999. 322p.
- VANDERSCHAAF, C.L.; MOORE, J.A.; KINGERY, J.L. The effect of multinutrient fertilization on understory vegetation annual production. **Western Journal of Applied Forestry**, v.17, n.3, p.147-153, 2002.
- VANDERSCHAAF, C.L.; MOORE, J.A.; KINGERY, J.L. The effect of multinutrient fertilization on understory concentrations in inland Northwest conifer stands **Forest Ecology and Management**, v.190, p.201-218, 2004.
- VAZ, L.M. Crescimento inicial, fertilidade do solo e nutrição de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. Piracicaba, 2000. 41p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo.
- VELASCO MOLINA, M. Nitrogênio e metais pesados em latossolo e eucalipto cinquenta e cinco meses após a aplicação de biossólido. Piracicaba, 2004. 65p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo.

- VIANA, V.M. Seed dispersal and gap regeneration: the case of three Amazonian tree species. Cambridge, 1989. 270p. Thesis (Ph.D.) - Department of Organismic and Evolutionary Biology, Harvard University.
- VIEIRA, S.A. Efeito das plantações florestais (*Eucalyptus* sp.) sobre a dinâmica de nutrientes em região de cerrado do Estado de São Paulo. Piracicaba, 1998. 73p. Dissertação (Mestrado) Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo.
- WEST,D.C.; SHUGART,H.H.; BOTKIN,D.B. **Forest succession**: concepts and application. New York: Springer-Verlag, 1981. 517p.
- WHITE, L.L.; ZAK, D.R.; BARNES, B.V. Biomass accumulation and soil nitrogen availability in an 87- year-old *Populus grandidentata* chronosequense. **Forest Ecology and Management**, v.191, p. 121-127, 2004.
- ZAS, R; ALONSO, M. Understory vegetation as indicators of soil characteristics in northwest Spain. **Forest Ecology and Management**, v. 171, n. 1/2, p.101-111, 2002.