

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

LUCIA PITTOL FIRME

**Produção de madeira e elementos potencialmente tóxicos no sistema
solo-eucalipto tratado com lodo de esgoto**

Piracicaba

2009

LUCIA PITTOL FIRME

Engenheiro Agrônomo

**Produção de madeira e elementos potencialmente tóxicos no sistema
solo-eucalipto tratado com lodo de esgoto**

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear
na Agricultura da Universidade de São Paulo,
para obtenção do título de Doutor em Ciência.

Área de concentração: Química na agricultura e
no ambiente

Orientador: Prof. Dr. Cassio Hamilton Abreu

Junior

Piracicaba

2009

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Firme, Lucia Pittol

Produção de madeira e elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-eucalipto tratado com lodo de esgoto / Lucia Pittol Firme; orientador Cássio Hamilton Abreu Junior. - - Piracicaba, 2009.

81 p.: fig.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Metais pesados 2. Nutrição vegetal 3. Resíduos sólidos domésticos 4. Silvicultura sustentável 5. Poluição do solo I. Título

CDU 631.879.2:582.776.2

Salmo 17 (18): 3-7 e 30

O Senhor é o meu Rochedo, minha fortaleza e meu libertador,

Meu Deus é a minha rocha onde encontro o meu refúgio,

Meu escudo, força de minha salvação e minha cidadela

Invoco o Senhor digno de todo louvor,

E fico livre dos meus inimigos.

Circundavam-me os vagalhões da morte,

Torrentes devastadoras me atemorizavam,

Enlaçavam-se as cadeias da habitação dos mortos,

A própria morte me prendia em suas redes.

Na minha angustia, invoquei o Senhor, gritei para meu Deus:

Do seu templo Ele ouviu a minha voz,

E o meu clamor em sua presença chegou aos seus ouvidos.

Convosco afrontarei batalhões;

Com meu Deus escalarei muralhas.

Amém.

Ao Pai, ao Filho e ao Espírito Santo.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao professor Cássio Hamilton Abreu Junior, pela orientação, ensinamentos e amizade;

à coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), pela oportunidade;

ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa concedida;

à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo auxílio à pesquisa;

a FINEP/MCT, pelo apoio financeiro;

à Suzano Bahia Sul Papel e Celulose S.A., pela área experimental, logística de trabalho e financiamento;

aos funcionários da TECPAR, pelo apoio durante as coletas de campo;

aos funcionários da Suzano, José Luiz Gava e Fernando Marcio da Silva, pelo constante apoio durante o desenvolvimento do trabalho;

ao professor, Antonio Enedi Boaretto pela colaboração para o desenvolvimento do trabalho;

ao professor Takashi Muraoka e em memória ao professor Eurípedes Malavolta, por viabilizarem as análises laboratoriais;

ao pesquisador Sebastião Pires de Moraes Neto, pelo esforço e dedicação durante a instalação do experimento e primeiras amostragens;

ao professor Dilermando Perecin, da FCAV, UNESP de Jaboticabal, pela colaboração para o desenvolvimento da análise estatística;

às técnicas do Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas do CENA, Henriqueta Maria Gimenes Fernandes e Cleusa Pereira Cabral, pela atenção, dedicação e amizade;

às técnicas do Laboratório Fertilidade do Solo do CENA, Marineusa Aparecida Bassi Elias e Sandra Teresa P. dos Santos, pela colaboração para o desenvolvimento das análises laboratoriais;

às estagiárias Adriana Latanze, Juliana Nassin e Amanda Pelligrinotti, pela colaboração, dedicação e amizade;

aos meus amigos de pós-graduação, Felipe Villanueva, Ademir Franco, Carlos Baca, Carolina Ribeiro, Maria Julia Brossi, Victor Ribeirinho, Leila Figueiredo, Marcelo Feitosa, Tiago Nogueira, Vivian Braga, Milton Moraes, pela amizade;

à república Pittboas, em especial Karina Cavalieri, Lilian de Oliveira, Cristina Santin e Marta Gonzales, pela amizade e companheirismo;

às irmãs de coração Juliana Galvão e Michelle Nazaré, que sempre me apoiaram nos momentos difíceis;

à toda a minha família, em especial a meus pais Ivaldo e Angela e a minha irmã Lilian, por serem minha referência de vida;

ao meu namorado Fabrício de Moraes, pelo carinho, compreensão, companheirismo e principalmente, pela sua alegria e otimismo que me fizeram forte para alcançar mais esta conquista;

à família Moraes, José, Sonia, Leandro, Vanessa, Izabele, pelos momentos agradáveis que me proporcionaram;

aos meus amigos Daniela Tarola, Fernanda Bruno, Jonas Andrade, Rochane Caram, Adriana Silva, Flávio Cardoso, Douglas Frabetti, Jackson Lange, Robson Barizon, João Luis Carvalho, Adriana Pires, Estevão Mellis, Bruno Zanetti, Tiago Carlete, Daniel de Pauli (Mutuca), Roberta Yamaguchi, Dalton Yamaguchi, Ana Claudia Galvão, Edney de Oliveira, Fabiana Cones, Claudia Moraes, Valéria Costa, Rudney Bernardo, Letícia Padoan, Matheus Rodrigues, Branca Camargo, Felipe Rodrigues, Nenive Victorio, Gustavo Trevisan, pelos momentos de descontração.

“Não importa se teremos tempo suficiente para ver mudada as coisas e pessoas pelas quais lutamos, mas sim, que façamos a nossa parte, de modo que tudo se transforme há seu tempo”.

Ligia Clara Roman

RESUMO

FIRME, L.P. **Produção de madeira e elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-eucalipto tratado com lodo de esgoto.** 2009. 81f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

O lodo de esgoto aplicado em sistemas florestais pode aumentar a produção de madeira e manter a sustentabilidade do ecossistema. Porém, faltam pesquisas para avaliar o aproveitamento dos nutrientes do lodo e para definir um manejo adequado para sua aplicação ao solo usando complementação via adubo mineral, sem causar prejuízos ao sistema solo-planta pelos elementos potencialmente tóxicos que podem estar presentes no lodo. O objetivo do presente trabalho foi avaliar os efeitos das doses de lodo de esgoto e das doses de adubos nitrogenados e fosfatados sobre a produção de matéria seca e a produtividade de madeira, aos 43 meses após o plantio, e os teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb no sistema solo-eucalipto-serapilheira. Um experimento foi conduzido em área comercial da Suzano, em Itatinga - SP, aplicando 4 doses de lodo (0; 7,7; 15,4 e 23,1 Mg ha⁻¹, base seca), 4 doses de adubo nitrogenado (0; 46,9; 95,1 e 142 kg ha⁻¹) e 4 doses de adubo fosfatado (0; 27,7; 55,9 e 84 kg ha⁻¹, P₂O₅) em delineamento em blocos casualizados, em esquema fatorial 4x4x4 e com duas repetições. Devido ao baixo teor de potássio (K) no lodo, foi aplicado 175 kg ha⁻¹ de K₂O em todas as parcelas. Os teores dos elementos potencialmente tóxicos nas amostras de solo e planta foram determinados por ICP-MS (espectrometria de massa com plasma). Aos 4 e 34 meses após o plantio, as amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m de profundidade. Os elementos foram extraídos das amostras de solo por solução de DTPA e por digestão com ácidos (HNO₃ + HCl) em microondas. Os elementos potencialmente tóxicos foram extraídos das amostras de folhas, aos 4 e 43 meses após o plantio, das amostras de lenho e casca e das amostras de folha e galho das árvores colhidas aos 43 meses, e das amostras de serapilheira, aos 46 meses após o plantio, pela digestão com ácidos (HNO₃ + H₂O₂) em microondas. A altura e o diâmetro na altura do peito (DAP) das árvores foram medidos aos 43 meses após o plantio para determinar o volume de madeira com casca. A aplicação dos fertilizantes minerais nitrogenado e fosfatado não alterou os teores dos elementos potencialmente tóxicos no solo e na planta. Os teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb no solo e na planta aumentaram com as doses de lodo

aplicadas. Além disso, também o acúmulo dos elementos na biomassa total (lenho, casca, folha e galho) e na biomassa total de serapilheira aumentou em função das doses de lodo. A aplicação de lodo aumentou a produção de matéria seca de lenho, casca, folha e galho, e combinado ou não com adubo nitrogenado e, ou, fosfatado, aumentou o volume de madeira com casca de 139 a 177 m³ ha⁻¹, em comparação ao adubo NPK que produziu 150 m³ ha⁻¹. O lodo de esgoto não causou a contaminação do sistema solo-planta. A dose 7,7 Mg ha⁻¹ de lodo, recomendada pelo critério de N, reduziu a aplicação com adubo nitrogenado e fosfatado em 100 e 66 %, respectivamente, associado com aumento de 8 % no volume de madeira com casca, em relação ao adubo NPK convencional.

Palavras-chaves: *Eucalyptus grandis*. Resíduo orgânico. Nutrição mineral de plantas. Metais pesados.

ABSTRACT

FIRME, L.P. **Wood production and potential toxic elements in a soil-eucalyptus system treated with sewage sludge.** 2009. 81f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

The application of sewage sludge in forest systems can increase wood production and maintain the sustainability of ecosystems. However, researches are lacking to evaluate the potential of nutrients occurring in the sewage sludge and to define adequate management systems for its application on soil using mineral fertilizer supplements without causing harmful effects on the soil-plant system due to potential toxic elements which may occur in this residue. The objective of this study was to evaluate the effects of different sewage sludge doses and different doses of nitrogen and phosphate mineral fertilizers on dry matter content and wood production 43 months after planting as well as on the Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb contents in the soil-eucalyptus-litter system. An experiment was carried out in a commercial area of Suzano, Itatinga, SP by applying 4 doses of sewage sludge (0; 7,7; 15,4 e 23,1 Mg ha⁻¹, dry base), 4 doses of nitrogen fertilizer (0; 46,9; 95,1 e 142 kg ha⁻¹), 4 doses of phosphate fertilizer (0; 27,7; 55,9 e 84 kg ha⁻¹ P₂O₅), in a randomized block design, in factorial design of 4x4x4, with two repetitions. Due to low contents of potassium (K) in the sewage sludge, 175 kg ha⁻¹ of K₂O was applied at all plots. The contents of potential toxic elements in soil and plant samples were determined by using ICP-MS (inductively coupled plasma mass spectrometry) After 4 and 34 months of planting, soil samples were taken in the 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m layers. The elements were extracted from soil samples by using DTPA solution and digested with acids (HNO₃ + HCL) in a microwave. Potential toxic elements in leaf samples, after 4 and 43 months of planting, in wood and bark samples and in leaf and branch samples of felled trees after 43 months, as well as in litter samples after 46 months were digested with acids (HNO₃ + H₂O₂) in a microwave. The height and the diameter at breast height (DBH) of the trees were measured after 43 months of planting to determine the volume of wood with bark. After application of mineral nitrogen and phosphate fertilizer no changes in the contents of potential toxic elements in soil and plant were found. However, the contents of Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni and Pb in soil and plant increased with increasing doses of sewage sludge applied. Moreover, also the accumulation of elements in the total biomass (wood,

bark, leaves and branches) and in the litter fraction increased as a function of the doses. The application of sewage sludge increased the dry matter content of wood, bark, leaves and branches and, combined with or without nitrogen fertilizer e/ou phosphate fertilizer, increased the volume of wood with bark from 139 to 177 m³ ha⁻¹, compared to conventional NPK fertilization with a production of 150 m³ ha⁻¹. Sewage sludge application did not cause a contamination of the soil-plant system. A dose of 7,7 Mg ha⁻¹ of sewage sludge reduced the application of mineral nitrogen and phosphate fertilizer about 100% and 66%, respectively, associated with an increase of 8 % of the volume of wood and bark compared to conventional NPK fertilization.

Key-words: *Eucalyptus grandis*. Organic residues. Mineral nutrition of plants. Heavy metals.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1 Uso agronômico do lodo de esgoto	16
2.2 Lodo de esgoto em sistema florestal	18
2.3 Dinâmica dos elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-planta.....	21
2.4 Determinação de elementos potencialmente tóxicos.....	24
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1 Caracterização da área experimental	27
3.2 Plantio e tratos silviculturais	31
3.3 Tratamentos e delineamento experimental.....	33
3.4 Amostragem de solo.....	33
3.5 Preparo e análises químicas das amostras de terra	34
3.6 Amostragem de material vegetal	35
3.6.1 Folhas da copa da árvore	35
3.6.2 Amostragem destrutiva de árvore	35
3.6.3 Serapilheira.....	36
3.7 Estimativa do volume futuro com casca.....	37
3.8 Análise química do material vegetal	37
3.9 Análise estatística dos resultados	37
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1 Solo.....	39
4.1.1 Teores semitotais dos elementos potencialmente tóxicos no solo.....	39
4.1.2 Extração de elementos químicos do solo com solução de DTPA	48
4.2 Planta	55
4.2.1 Teores dos elementos potencialmente tóxicos nas folhas	55
4.2.2 Biomassa total (lenho, casca, galho, folha) e acúmulo de elementos potencialmente tóxicos.....	61
4.3 Serapilheira	63
4.3.1 Teores de elementos potencialmente tóxicos.....	63
4.3.2 Biomassa total de serapilheira e acúmulo de elementos potencialmente tóxicos .	64
4.4 Volume de madeira.....	66
5 CONCLUSÃO.....	72

1. INTRODUÇÃO

O crescimento desordenado da população e a busca constante por maior conforto na maneira de viver estimularam a produção, conservação e transporte de quantidades cada vez maiores de alimentos do campo para as cidades. Assim, surgiram os grandes centros urbanos, onde as indústrias com os mais diferentes objetivos intensificaram a produção de resíduos, o consumo de água e a produção de esgoto.

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, em 2007, o índice de abastecimento de água da população urbana brasileira chegou a 94,2 % e o percentual de coleta de esgoto a 49,1 %. Do total do esgoto coletado 32,5 % receberam tratamento, ou seja, cerca de 61,7 % do esgoto produzido, pela população urbana brasileira, não recebe nenhum tipo de tratamento e é despejado nos mananciais (SNIS, 2007).

A poluição dos mananciais pelos esgotos domiciliares tem aumentado a escassez de água potável e gerado grande descontentamento por parte da sociedade. Desta forma, a população e os meios de comunicação têm pressionado as autoridades públicas a buscar soluções para preservar ou recuperar a qualidade dos mananciais que abastecem as médias e grandes cidades brasileiras. Nesse sentido, destaca-se a crescente implantação de estações de tratamento de esgoto (ETEs), as quais devolvem aos rios uma água praticamente livre de carga orgânica e de organismos patogênicos.

Contudo, durante o tratamento do esgoto há geração de um resíduo, o lodo de esgoto. O lodo de esgoto é um resíduo semissólido e heterogêneo, resultante do tratamento de esgotos urbanos, que contêm em sua composição quantidades variáveis de água, nutrientes, matéria orgânica, microrganismos, elementos inorgânicos e compostos orgânicos potencialmente tóxicos à planta, ao animal e ao homem (ANDRADE, 1999; MELO; MARQUES, 2000; ABREU JUNIOR et al., 2005).

Em 2000, somente a região metropolitana de São Paulo, SP, gerava em torno de 295 t dia⁻¹ de lodo de esgoto seco, com uma previsão para o ano de 2015 de 749 t dia⁻¹ (TSUTIYA, 2001). A disposição final desta grande quantidade de lodo produzida é problemática e pode representar cerca de 50% dos custos de operação de uma estação de tratamento de esgoto (PIRES, 2006). Algumas alternativas de

disposição final do lodo de esgoto podem ser consideradas, como, por exemplo, os aterros sanitários ou, após o devido condicionamento, o uso agrícola. A abertura de novos aterros está sendo cada vez mais restringida, devido às dificuldades de implantação, pelos elevados custos financeiros e sociais, conflitos com a população do seu entorno e o próprio risco ambiental em seu gerenciamento, em especial no manejo de chorume, fatos que dificultam o licenciamento ambiental de novas áreas para aterro.

A reciclagem agrícola do lodo, devidamente condicionado, é a opção mais promissora, pois transforma o resíduo orgânico em um importante insumo agrícola, ou seja, o conteúdo dos nutrientes no lodo, principalmente do N que se apresenta predominantemente sob a forma orgânica, passa para a forma prontamente aproveitável pelas plantas. Isso porque o solo apresenta capacidade de interagir e decompor os materiais orgânicos, em virtude dos vários processos biológicos, físicos e químicos que são desencadeados após a adição de um resíduo ao solo (KRAY et al., 2004; ABREU JUNIOR et al., 2005).

Contudo, em função da sua composição, o lodo pode apresentar características indesejáveis sob o ponto de vista agrônomo, tais como: desbalanço entre nutrientes, presença de organismos patogênicos, materiais orgânicos recalcitrantes, elevadas concentrações de sais solúveis e de elementos inorgânicos potencialmente tóxicos (ANDRADE; MATTIAZZO, 2000; ABREU JUNIOR et al., 2005).

Entre os elementos inorgânicos potencialmente tóxicos, alguns são micronutrientes como, B, Cl, Fe, Mn, Mo, Ni, Cu, Se, Zn e Co, que são indispensáveis para o desenvolvimento vegetal e, ou, animal, no entanto, em quantidades pouco acima do normal podem ser tóxicos. Outros elementos, como As, Cd, Hg, Pb e Cr, são intrinsecamente tóxicos, mesmo em quantidades relativamente pequenas. Ao contrário dos patógenos, os elementos inorgânicos podem se acumular no solo, ou quando lixiviados, contaminar águas subterrâneas, além de eventualmente, após absorção pelas raízes e transporte para a parte aérea das plantas, entrarem na cadeia alimentar e causar danos à saúde humana e, ou, animal (ZHU; ALVA, 1993; MATTIAZZO, 1994; ANDRADE; MATTIAZZO, 2000; ABREU JUNIOR et al., 2005).

Desta forma, o uso de lodo de esgoto em plantios florestais para a produção de celulose, papel e madeira, torna-se atraente, pois estes produtos não se

destinam à alimentação humana ou animal, possibilitando assim, uma maior segurança quanto à dispersão de eventuais contaminações (HENRY; CAOLE; HARRISON, 1994, POGGIANI; BENEDETTI, 2000). Além disso, o uso de lodo de esgoto em plantios florestais pode fornecer nutrientes para as plantas e matéria orgânica para o solo, uma vez que a maioria dos solos destinados a esta atividade possui baixa fertilidade (MORAES NETO; ABREU JUNIOR; MURAOKA, 2007; SILVA et al., 2008).

Vários trabalhos tem demonstrado a eficácia da aplicação de lodo de esgoto no cultivo de eucalipto, pois os nutrientes contidos no lodo, ao contrário daqueles dos adubos minerais, são liberados gradativamente ao solo. Isso tem atraído diversas empresas florestais, no Brasil, a usarem o lodo de esgoto em povoamento de eucaliptos, visando melhorar a produtividade e diminuir os custos com aplicação de fertilizantes minerais.

Por outro lado, a reação dos elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-eucalipto ainda é pouco conhecida. O estudo da dinâmica destes elementos no sistema florestal é de particular interesse para solos sob condições de clima tropical, pois estes solos, peculiares ao Brasil como um todo, são caracterizados pela alta velocidade de degradação dos materiais orgânicos (ABREU JUNIOR et al., 2005).

No Brasil existem trabalhos desenvolvidos com o intuito de estudar o efeito do lodo de esgoto em área florestal. Todavia, a maioria deles envolveu o estudo de efeitos de doses, as quais muitas vezes encontravam-se acima das atualmente recomendadas. Além disso, o lodo tem sido aplicado na superfície do solo, com ou sem, a adição de adubos fosfatados e potássicos (VAZ; GONÇALVES, 2002; SOARES, 2003; ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004). Isso dificulta a avaliação do aproveitamento dos nutrientes do lodo e a definição de um manejo para sua aplicação ao solo com complementação via adubo mineral. Ressalta-se, também, que na maioria destes trabalhos houve restrições quanto à determinação de Cd, Ni, Cr e, notadamente, Pb em amostras de solo e de material vegetal, com teores sempre abaixo do limite de detecção dos instrumentos analíticos utilizados. Outro ponto importante é que ainda há carência de pesquisas e reivindicações do setor produtivo para o aprimoramento do manejo químico florestal, com a aplicação de lodo de esgoto e o mínimo acúmulo de elementos potencialmente tóxicos no solo e na planta.

Portanto, estabeleceu-se a hipótese de que o lodo de esgoto, gerado pela Companhia de Saneamento de Jundiaí, aplicado ao solo com base no critério do nitrogênio, conforme norma P 4.230, da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 1999), aumente a produção de madeira, sem causar contaminação ao sistema solo-eucalipto pelos elementos Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb. Também, supõe-se que seja permitido subsidiar o silvicultor sobre as quantidades de lodo e adubos minerais que devam ser utilizadas em suas florestas, para se obter uma produção de madeira com melhor relação custo/benefício. Nesse contexto, foi objetivo do presente trabalho avaliar os efeitos das doses de lodo de esgoto e de suas interações com as doses de adubos nitrogenados e fosfatados sobre a produção de matéria seca e a produtividade de madeira, aos 43 meses após o plantio, e os teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb no sistema solo-eucalipto-serapilheira.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Uso agronômico do lodo de esgoto

No Japão, Estados Unidos e em países da Europa, desde o início da década de 70 houve o interesse de aplicar lodo de esgoto doméstico em áreas agrícolas e de reflorestamento, como um subsídio nutricional (TOMLIN et al, 1993). A aceitação internacional da aplicação de lodo de esgoto nestas áreas deve-se aos numerosos resultados de campo que viabilizaram o desenvolvimento de uma forte base teórica e prática para os sistemas de aplicação ambientalmente aceitáveis, bem como as várias publicações (SMITH; CARNUS, 1997). Atualmente, os países desenvolvidos e industrializados destinam grande parte do lodo produzido para áreas agrícolas e de reflorestamento. Os Estados Unidos aplicam metade do lodo produzido nestas áreas (SILVEIRA et al., 2003), e a França, Itália, Suíça e Noruega aplicam 58, 33, 45 e 58 %, respectivamente (POGGIANI; SILVA, 2005).

No Brasil, trabalhos desenvolvidos no final da década de 70 e início da década de 80 já indicavam o potencial do uso agrícola de lodo de esgoto. Santos (1979), Carvalho e Barral (1981), Bettiol e Carvalho (1982), Boaretto (1986) estudaram a utilização do lodo de esgoto como condicionador de solos agrícolas e concluíram que seria a solução mais viável no cenário sócio-econômico-ambiental, pois melhoraria as propriedades físicas e químicas do solo, aumentaria a produção agrícola, reduziria os custos com fertilizantes minerais e minimizaria os impactos negativos ao ambiente, devido à reciclagem dos nutrientes presentes neste resíduo orgânico.

O fato de os lodos de esgoto apresentarem características biológicas, físicas e químicas variáveis, em consequência de peculiaridades regionais e dos processos em que são gerados, além, obviamente da escassez de pesquisa no Brasil, tem intensificado os trabalhos sobre os benefícios do lodo como fonte de nutrientes para as plantas e condicionador de solos e, também, sobre os riscos de toxicidade para as plantas e de contaminação para o solo e águas subterrâneas pelos elementos potencialmente tóxicos, pois para o pleno êxito do uso agrícola do lodo há necessidade de pesquisas específicas para cada tipo de lodo, solo e cultura.

Melo e Marques (2000) citaram diversos experimentos que vêm sendo desenvolvidos para o estudo do lodo como condicionador do solo e fonte de nutrientes para culturas, como sorgo, milho, feijão e cana-de-açúcar. Em 1998, um projeto pioneiro de monitoramento do lodo de esgoto aplicado em área de reflorestamento foi conduzido, por vários pesquisadores da ESALQ, do Cena e da Sabesp e pós-graduandos de mestrado e doutorado, com o objetivo de estudar a produção de madeira e a concentração de nitrato e elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-eucalipto. Os trabalhos relataram que a aplicação de lodo em áreas de reflorestamento aumenta a produção e diminui os custos com fertilizantes minerais (ANDRADE; 1999; GUEDES; POGGIANI, 2003; ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004). Entretanto, nesta ocasião ficou evidente a necessidade de se estabelecer uma norma regulamentar específica para as condições de clima e solos do Brasil, visando garantir que o uso do lodo seja realmente benéfico e ambientalmente seguro devido aos elevados conteúdos de elementos potencialmente tóxicos e a presença de patógenos neste resíduo.

Em 2006, foi publicada a resolução Nº 375 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2006), que regulamenta o uso agrícola do lodo de esgoto. Antes da publicação da norma federal, os Estados de São Paulo e Paraná já possuíam legislação própria sobre o uso de lodo na agricultura.

No Estado de São Paulo, foi publicada a norma P 4.230 da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB, 1999). A norma P 4.230 foi elaborada com base na norma da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1997). Os principais aspectos relacionados ao ambiente e abordados nesta norma e em norma de outros países são: declividade da área a ser tratada, distância mínima de nascentes de água e leitos de rio e espécie vegetal de interesse. Quanto ao lodo de esgoto, aspectos relacionados à degradação da fração orgânica do resíduo, taxa de mineralização do nitrogênio, teores de As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn totais e presença de organismos patogênicos estão presentes nos textos normativos (Andrade, 2004). Com exceção do elemento Cr que é exigido pela norma americana, mas não na norma P 4.230 (CETESB, 1999).

A resolução Nº 375 do CONAMA (2006) regulamenta o uso agrícola do lodo de esgoto com critérios mais restritivos. Nesta norma, também, foi estabelecida a concentração máxima permitida no lodo para os elementos Cr e Ba. É relevante ressaltar que a simples adoção dos critérios estabelecidos nas legislações não torna

segura a utilização agrícola do lodo por tempo indeterminado, sendo imprescindível o monitoramento periódico da área onde o lodo for aplicado (RANGEL et al., 2004; ABREU JUNIOR et al., 2005).

No Estado de São Paulo, Brasil, as estações de tratamento ainda não apresentam, sob óptica sócio-ambiental-econômica soluções adequadas para a disposição do lodo, pois boa parte deste rejeito ainda é destinada a aterros sanitários ou tem destino duvidoso. Em um número ainda pequeno de estações de tratamento, no qual se insere a Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiaí (ETEJ), da Companhia Saneamento de Jundiaí (CSJ), a situação foi equacionada por meio da implantação de um programa de gerenciamento e reciclagem de lodo de esgoto na agricultura (Oliveira, 2009)¹.

A redução de custo da disposição final do lodo em áreas agrícolas em relação à disposição em aterros sanitários depende do tipo de lodo, da localização da ETE e da disponibilidade de aterro próximo ou não da ETE. Para a ETEJ, desde 2003, o uso agrícola de lodo de esgoto reduziu em cerca de 25 % o custo relacionado ao destino final desse material em relação à disposição em aterros sanitários (TAVARES, 2003). O autor ressalta que a redução de custo só não é maior, porque financeiramente nada se cobra do produtor, ou seja, todo o custo de transporte e assistência técnica é da empresa que gerencia o resíduo.

Portanto, o uso agrícola do lodo representa benefício sócio-econômico-ambiental pela possibilidade de aumento da produtividade das culturas, redução dos custos de produção e diminuição do impacto negativo desse material sobre o ambiente, quando disposto de forma inadequada (ANDRADE, 2004; ABREU JUNIOR et al., 2005).

2.2 Lodo de esgoto em sistema florestal

Os plantios florestais no Brasil são extremamente importantes no cenário sócio-econômico-ambiental do país, pois fornecem matéria-prima florestal para os segmentos de celulose e papel, painéis de madeira, carvão vegetal destinado à siderurgia, produtos sólidos de madeira, móveis de madeira, entre outros. Também, contribuem para a geração de empregos e de tributos federais, estaduais e

¹ OLIVEIRA, F.C. (Biossolo, Agricultura e Ambiente S.C. Ltda, Piracicaba, SP). Comunicação pessoal, 2009.

municipais (impostos, contribuições e taxas), além de destacarem-se por conter o avanço do desmatamento das florestas nativas (LADEIRA, 2002).

Em 2007, o Brasil contou com 5.985.396 ha de florestas plantadas, somando áreas de eucalipto (3.751.867 ha), pinus (1.808.336 ha) e outras espécies (425.194 ha) (ABRAF, 2008). O avanço da produção de florestas plantadas torna-se um fator preocupante em relação à sustentabilidade dessas áreas, pois grande parte delas está localizada em solos de baixa fertilidade, degradados ou em processo de degradação, muitas vezes provocados pela intensificada atividade florestal (BERTOLINO, 2007). O Estado de São Paulo, em 2007, apresentou a segunda maior área de floresta plantada de eucalipto e pinus com 956.521 ha. Neste mesmo ano, a produção de madeira em tora atingiu aproximadamente 191,4 milhões de $\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$ para os plantios de eucalipto (74 %) e pinus (26 %), representando um aumento de 4 % em relação à produção de 2006 (ABRAF, 2008).

A sustentabilidade de uma plantação florestal está diretamente relacionada, ao balanço nutricional do ecossistema. Assim, para o crescimento adequado das árvores, a quantidade de nutrientes essenciais que entra no ecossistema, a médio e longo prazo deve ser equivalente a quantidade que sai (POGGIANI et al., 2000). O estudo da entrada e saída dos nutrientes de um ecossistema é denominado de balanço geoquímico. Também são relevantes os processos internos de transferência dos nutrientes no sistema solo-planta-serapilheira. Neste ciclo biogeoquímico, a floresta modifica a química da água precipitada, quando ela passa pelas copas ou escorre pelos lenhos das árvores, e, também, deposita material orgânico senescente sobre o solo (folhas, galhos, cascas, frutos), que vai formar a manta florestal (serapilheira) (GUEDES, 2005). A decomposição da serapilheira, assim como das raízes pela biota do solo libera novamente os nutrientes para o solo tornando-os disponíveis para as plantas.

O uso do lodo em sistemas florestais tem sido relatado na Europa, Austrália e América do Norte desde a década de 1970 (POGGIANI; GUEDES; BENEDETTI, 2000). Nos Estados Unidos, o estudo da aplicação de lodo de esgoto em solos degradados, cultivados com diferentes espécies de *Pinus*, resultou um maior incremento em relação ao tratamento com adubo mineral (MAcNAB; BERY, 1985). Na Suécia central, o efeito da aplicação de 20 Mg ha^{-1} de dois tipos de lodo de esgoto, um com 4 e outro com 20 % de base seca, em florestas de *Pinus*, foi estudado por Bramaryd (2001). Este autor observou aumento do crescimento e da

produção volumétrica das plantas de *Pinus* para ambos os tipos de lodo e, 11 anos após o plantio, observou o aumento do pH e o decréscimo da relação C/N na camada superficial do solo.

No Brasil ainda são poucas e recentes as informações sobre a aplicação do lodo em plantios florestais. Vaz e Gonçalves (2002); Guedes e Poggiani (2003) estudando a aplicação de 0, 5, 10, 15, 20 e 40 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, base seca, na entre linha de plantio, em área de povoamento de eucalipto, observaram que a aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de lodo com complemento de fósforo e potássio (10+KP), 24 meses após o plantio, apresentou maior produção de madeira em comparação aos outros tratamentos. Guedes (2005), na mesma área experimental, aos cinco anos após o plantio, observou que o efeito dos tratamentos sobre a produção volumétrica dos eucaliptos refletiu na seguinte ordem de importância para a produção comercial de madeira: 10+KP = adubação mineral > 40+K = 20+K > testemunha. Neste estágio de desenvolvimento, a diferença entre os tratamentos deixou de ser significativa devido à maior competição por água e luz dentro do ecossistema, o que limita a absorção de nutrientes pelas raízes das árvores.

Silva (2006), estudando o efeito do lodo de esgoto em florestas de eucaliptos, aos 36 meses após o plantio, observou que a aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de lodo aumentou o volume de madeira produzido em relação ao tratamento controle, e de maneira semelhante em relação ao tratamento com adubo mineral. O mesmo autor observou, também, o aumento das taxas de transferências dos diversos nutrientes entre os componentes do sistema árvore-serapilheira-solo em relação à testemunha, mas não houve diferença entre tratamentos.

Campos e Alves (2008), estudando a influência do lodo de esgoto na recuperação de propriedades físicas de um Latossolo Vermelho degradado, cultivado por 2,5 anos com *Eucalyptus citriodora* Hook e *Brachiaria decumbens* no município de Selvíria, MS, observaram que a aplicação de 30 e 60 Mg ha⁻¹ de lodo melhorou as propriedades físicas do solo, proporcionando maior rendimento de matérias fresca e seca da braquiária e, também, promoveu maior crescimento das plantas de eucalipto.

O estudo de eucalipto tratado com 10, 20 e 30 Mg ha⁻¹ de lodos de esgoto úmido (torta) e seco (granulado), na linha de plantio, aos 18 meses após o plantio, foi desenvolvido por Silva et al. (2008). Estes autores observaram que os resultados

de volume dos troncos foram semelhantes ao tratamento com adubação mineral e maiores do que à testemunha.

Portanto, a aplicação de lodo de esgoto em áreas de reflorestamento deve ser incentivada, pois a entrada dos nutrientes e da matéria orgânica do lodo neste ecossistema pode melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo, proporcionando o aumento da produção florestal e a sustentabilidade do ecossistema.

Pelo exposto acima, verifica-se que o efeito positivo do lodo de esgoto sobre as propriedades químicas do solo favorece a absorção de nutrientes pelas raízes das plantas de *Eucalyptus grandis* e o aumento da produção de madeira (VAZ; GONÇALVES, 2002; GUEDES; POGGIANI, 2003; GUEDES, 2005; GUEDES et al., 2006; SILVA et al., 2008). Porém, fica a dúvida de quanto de N, de P e de outros nutrientes que deverá ser aplicado para incrementar, ou pelo menos manter, os níveis adequados de fertilidade do solo e de produção de madeira em florestas tratadas com lodo de esgoto.

2.3 Dinâmica dos elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-planta

O uso agrícola do lodo ainda não foi amplamente difundido, pois apesar de este resíduo melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, devido aos seus teores de matéria orgânica e nutrientes, ele pode também causar a introdução ao solo de contaminantes inorgânicos e orgânicos, que estão presentes neste resíduo, além dos patógenos. As principais preocupações em relação à adição de elementos potencialmente tóxicos aos solos, via lodo, são: entrada destes na cadeia alimentar, redução da produtividade agrícola devido a efeitos fitotóxicos, acúmulo no solo, alteração da atividade microbiana e contaminação de recursos hídricos (PIRES; MATTIAZZO, 2007).

Os elementos potencialmente tóxicos geralmente encontrados no lodo de esgoto são: o Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn e Zn (BETTIOL; CAMARGO, 2000). A concentração desses elementos no lodo pode ser influenciada pela origem do esgoto, pelo perfil industrial de cada região, pelo tipo de processo empregado para o tratamento do lodo de esgoto e pelos fatores de sazonalidade (ABREU JUNIOR et al., 2005).

O lodo de esgoto quando proveniente de estações de tratamento biológico de despejos, com predominância de esgotos domésticos sobre os industriais, geralmente apresenta níveis de elementos potencialmente tóxicos dentro das faixas aceitáveis para o uso agrônômico (GALDOS; DE MARIA; CAMARGO, 2004; ABREU JUNIOR et al., 2005). Entretanto, este resíduo deve ser condicionado, biológica e fisicamente, de forma a apresentar características que atendam à Resolução Nº 375 do CONAMA (2006).

A disponibilidade de um elemento químico no solo depende do seu teor total e, principalmente, da espécie química deste elemento na solução do solo (NOLAN; LOMBI; McLAUGHLIN, 2003; ABREU JUNIOR et al., 2005), pois controla a distribuição entre as fases sólidas e líquidas do solo em consequência dos processos de adsorção, dessorção, precipitação, dissolução e complexação (ALLOWAY, 1995; MATTIAZZO-PREZOTTO, 1994; SILVEIRA, ALLEONI, GUILHERME, 2003). Dentre os componentes que retêm os elementos potencialmente tóxicos no solo, destacam-se os óxidos de ferro e de alumínio e a matéria orgânica. A reação do solo, a CTC e a presença de cátions afetam a adsorção e a especiação iônica. Em solução, os metais encontram-se como íons livres ou complexos solúveis formados com ligantes orgânicos ou inorgânicos. As espécies livres, contidas na solução do solo, são mais importantes em estudos de poluição ambiental, pois correspondem às formas prontamente biodisponíveis (SILVEIRA; ALLEONI; GUILHERME, 2003).

A concentração dos elementos potencialmente tóxicos no lodo é maior que a encontrada nos solos agrícolas, portanto a aplicação deste resíduo no solo pode levar ao acúmulo de alguns elementos potencialmente tóxicos no agrossistema. Oliveira e Mattiazzo (2001), após aplicações sucessivas de lodo de esgoto durante dois anos (primeira aplicação: 33, 66 e 99 Mg ha⁻¹ e segunda aplicação: 37, 74 e 110 Mg ha⁻¹, base seca), num Latossolo Amarelo distrófico, observaram aumentos lineares nos teores totais de Cu, Cr, e Zn no solo, sendo que o Ni foi detectado somente no segundo ano agrícola nas doses de 74 e 110 Mg ha⁻¹ de lodo. Martins, Bataglia e Camargo (2003), estudando o efeito de Cu, Ni e Zn sobre o solo previamente tratado com 40, 60, e 80 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, em base seca, parceladas em dois, três e quatro anos, respectivamente, concluíram que, somente, os teores totais de Cu e Zn aumentaram linearmente com as doses de lodo.

Rangel et al. (2004), também, relataram aumentos nos teores totais de Zn num Latossolo Vermelho cultivado por três anos com milho e que recebeu aplicação de lodo de esgoto. Os autores justificaram esses acréscimos devido às altas concentrações desse elemento no lodo. De acordo com Silva et al. (2006), o acúmulo de metais pesados no solo, em razão de aplicações sucessivas de lodo de esgoto, é um dos aspectos que mais causam preocupação com relação à segurança ambiental, necessária para a viabilização do uso desse resíduo na agricultura.

A movimentação de elementos potencialmente tóxicos no perfil do solo pode se elevar em solos arenosos com baixos teores de matéria orgânica e sujeitos a chuvas intensas, embora a quantidade de contaminantes lixiviados seja menor que 1% do total adicionado (TAYLOR et al. 1995). Os teores de óxidos de Fe e Al no solo, também, podem influenciar a mobilidade dos elementos contaminantes no perfil do solo. Mattiazzo (1994), estudando o comportamento de Cd, Cu, Cr, Ni e Zn, sob forma de sais solúveis, concluiu que os teores de óxidos de ferro e alumínio no solo foram fundamentais na retenção dos elementos químicos adicionados. A autora recomenda que em solos arenosos com baixo conteúdo de óxidos não deveriam ser adicionados resíduos contendo elementos contaminantes, inclusive resíduos como o lodo de esgoto.

Em estudo sobre a lixiviação de elementos potencialmente tóxicos fornecidos ao solo via água residuária, proveniente de tratamento por lagoas de estabilização, os elementos Cd e Ni se movimentaram em profundidade no solo, sendo que esse fenômeno não foi notado para o Cr, o qual foi acumulado na superfície do solo (ISEA et al., 2000).

Andrade e Mattiazzo (2000), estudando a movimentação de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn sobre um Latossolo Vermelho-Amarelo, textura arenosa, tratado com 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹ de lodo, base seca, concluíram que, aos 360 dias após plantio do eucalipto, o único elemento a se movimentar no perfil do solo foi o Zn. Resultado semelhante foi obtido por Oliveira e Mattiazzo (2001), num Latossolo Amarelo distrófico sob cultivo de cana-de-açúcar.

A mobilidade do Cu, Ni e Zn em um solo arenoso previamente tratado com 50 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto foi estudada por Ashworth e Alloway (2004). Estes autores observaram que a lixiviação do Ni na forma de complexos orgânicos solúveis atingiu uma concentração de 120 µg L⁻¹, este valor excedeu as normas da Organização Mundial da Saúde para a qualidade da água de beber (20 µg L⁻¹).

Entretanto, este resultado pode ser justificado devido ao excesso de lodo de esgoto aplicado que foi de 5 a 10 vezes maior do que o normalmente utilizado na prática. Richards et al. (2000), estudando a mobilidade de Ni, Cd e Zn em solo arenoso e argiloso, com pH inicial de 5 e 7, respectivamente, tratado com cinco tipos de lodos de esgoto (líquido, peletizado, tratado com cal, composto e incinerado) observaram que nos tratamentos com lodo líquido e peletizado ocorreu a lixiviação de Ni, Cd e Zn no solo arenoso com pH reduzido.

A concentração de um elemento químico na parte aérea das plantas, em relação à concentração existente no solo, pode ser indicativo de sua fitodisponibilidade e tem sido demonstrado pela pesquisa que Cd e Zn possuem os maiores coeficientes de transferência para as plantas, enquanto que Cu e Cr são menos disponíveis (LASAT, 2000).

Andrade e Mattiazzo (2000), concluíram que, aos 360 dias após o plantio de eucalipto, os metais Cu, Ni e Zn não tiveram a fitodisponibilidade alterada em função das doses de lodo de esgoto. Entretanto, na mesma área experimental, cinquenta e cinco meses após o plantio foi observado que Ni e Zn tiveram sua fitodisponibilidade alterada pelas doses de lodo (MOLINA et al. 2006).

De acordo com os resultados das pesquisas mencionadas anteriormente, fica explícita a relevância do conhecimento sobre o comportamento dos elementos potencialmente tóxicos em médio e longo prazo, após aplicação de lodo de esgoto ao solo.

2.4 Determinação de elementos potencialmente tóxicos

A determinação dos elementos potencialmente tóxicos em amostras de solo tratadas com lodo de esgoto, bem como de plantas cultivadas sob este solo, é de suma relevância em estudos de avaliação do uso deste resíduo na agricultura (ABREU JUNIOR et al., 2005). Um dos grandes problemas encontrados neste tipo de avaliação são as baixas concentrações destes elementos em comparação com os limites de detecção dos instrumentos analíticos geralmente utilizados.

Em estudo de fitodisponibilidade de Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em plantas de milho cultivadas em vasos contendo amostras de Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e de Latossolo Vermelho distrófico (LVd), tratadas com uma dose acumulada

de 388 Mg ha⁻¹ lodo de esgoto (base seca), constatou-se que os teores de Pb total e disponível (Mehlich 3) estiveram abaixo do limite de detecção (valor não apresentado) quando determinados por espectrofotômetro de absorção atômica (AAS, atomic absorption spectrometry), embora tenham sido incorporadas quantidades de até 23 mg kg⁻¹ de Pb no LAd e 27 mg kg⁻¹, no LVd (ANJOS; MATTIAZZO, 2000). Da mesma maneira, também não foi possível detectar o Pb nas diversas partes das plantas de milho.

Oliveira e Mattiazzo (2001) encontraram teores totais de Cd e Pb no solo abaixo do limite de detecção do AAS, ou seja, as concentrações analíticas apresentaram-se inferiores a 0,08 e 0,76 µg mL⁻¹ no extrato ou 8 e 76 mg kg⁻¹ de terra, respectivamente. Com relação à possibilidade de incrementos na absorção de Cd, Cr, Ni e Pb pelas plantas de cana-de-açúcar, os mesmos autores comentam que, não foram possíveis maiores considerações tendo em vista que suas concentrações, em todas as amostras analisadas, também estiveram abaixo do limite de detecção do AAS (amostras de folha e colmo desfibrado: Cd < 0,60 mg kg⁻¹, Cr e Ni < 0,75 mg kg⁻¹, Pb < 5,70 mg kg⁻¹; amostras de caldo: Cd, Cr e Ni < 0,02 mg kg⁻¹, Pb < 0,15 mg kg⁻¹).

Em estudo sobre eucalipto desenvolvido por Molina (2006), aos 55 meses após a aplicação de 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹ de lodo (base seca), as concentrações de Cd e Cr nas folhas estiveram abaixo do limite de detecção por AAS, indicando que as concentrações de Cd foram inferiores a 0,006 µg mL⁻¹ no digerido ou 0,06 g kg⁻¹ na folha e que as de Cr, inferiores a 0,05 µg mL⁻¹ no digerido ou 0,5 g kg⁻¹ na folha. Nas amostras de terra, os teores de Cd e Cr totais e disponíveis (Mehlich 3) também foram inferiores ao limite de detecção do AAS, ou seja, inferiores a 0,06 µg mL⁻¹ em solução ou 0,6 mg kg⁻¹ de Cd na amostra de terra, e a 0,05 µg mL⁻¹ em solução, ou 0,5 mg kg⁻¹ de Cr na amostra de terra. No caso do Cd, na mesma área experimental, o mesmo efeito já havia sido observado por Andrade e Mattiazzo (2000), aos doze meses após a aplicação do lodo.

Contudo, a não detecção dos elementos químicos por AAS não significa que os mesmos estejam ausentes no solo ou na planta. Uma opção para melhorar a sensibilidade na determinação por AAS é o emprego de técnicas de pré-concentração para cada elemento de interesse, que usam agentes quelantes e/ou complexantes (PEREIRA; ARRUDA, 2003). Por outro lado, estes procedimentos

geralmente são morosos e exigem o uso de reagentes orgânicos de alta toxicidade, gerando resíduos químicos perigosos.

Tais fatos demonstram que a análise química de terra e planta por AAS, em experimentos agrônômicos para avaliação de metais pesados, ao nível traço ($\mu\text{g L}^{-1}$) e ultratraço (ng L^{-1}), não é viável. Desta forma, há necessidade de se empregar técnica analítica de maior sensibilidade. Dentre os instrumentos para análise de elementos ao nível de traço e ultratraço em amostras diversas, destacam-se: o espectrômetro de absorção atômica com forno de grafite (GF-AAS), o espectrômetro de emissão óptica com fonte de plasma (ICP-OES) e o espectrômetro de massa com fonte de plasma (ICP-MS).

Quando comparados ao AAS, os métodos com fonte de plasma (ICP) possuem vantagens como: eliminação das interferências comuns devido às altas temperaturas do plasma e, principalmente, à capacidade de determinação multielementar. Comparando-se os métodos analíticos com ICP, os limites de detecção alcançados pelo ICP-MS são muito melhores dos que os do ICP-OES, e com linearidades semelhantes ou superiores (YAMANAKA, 2001).

A análise de Pb, em amostras de terra e planta, mesmo por ICP-OES é comprometida com limite de determinação na ordem de 1 a 10 mg kg^{-1} . Isto pode ser solucionado usando-se GF-AAS ou ICP-MS; porém a grande vantagem do ICP-MS sobre o GF-AAS é a relação custo/benefício, haja vista que a análise por GF-AAS é muito mais lenta, embora excelente para pesquisa, o que, por exemplo, inviabilizaria as análises multielementares de elementos potencialmente tóxicos, necessárias para entender as interações entre os elementos.

Outras vantagens do ICP-MS estão na simplicidade da análise espectral, sensibilidade muito alta (permite limite de detecção da ordem de alguns ng L^{-1}), sendo igual ou superior ao GF-AAS e análise de Hg ao nível de ultratraço (YAMANAKA, 2001). O ICP-MS permite a análise de praticamente todos os elementos químicos presentes em uma solução, exceto: H, C, N, O, F, Tc, Os, Po, At e gases nobres. Desta forma, no presente trabalho, propõem-se o emprego de ICP-MS para a determinação de elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-eucalipto tratado com lodo de esgoto, em teores traços ($\mu\text{g kg}^{-1}$).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área experimental

O experimento foi instalado em dezembro de 2004, em uma área de 3,2 ha, na fazenda Entre Rios, da Suzano Bahia Sul Papel e Celulose S.A., localizada no município de Itatinga (22° 59' de latitude sul e 48° 41' de longitude oeste), SP. O clima do município de Itatinga, segundo classificação de Köppen, é do tipo mesotérmico úmido, com precipitação média mensal de 1350 mm, temperatura média anual de 19,4 °C e umidade relativa de 83,3 %, podendo ocorrer geadas leves nos meses de inverno. A Figura 1 apresenta as variações de temperatura e de precipitações pluviométricas desde a data de instalação do experimento até dezembro de 2008.

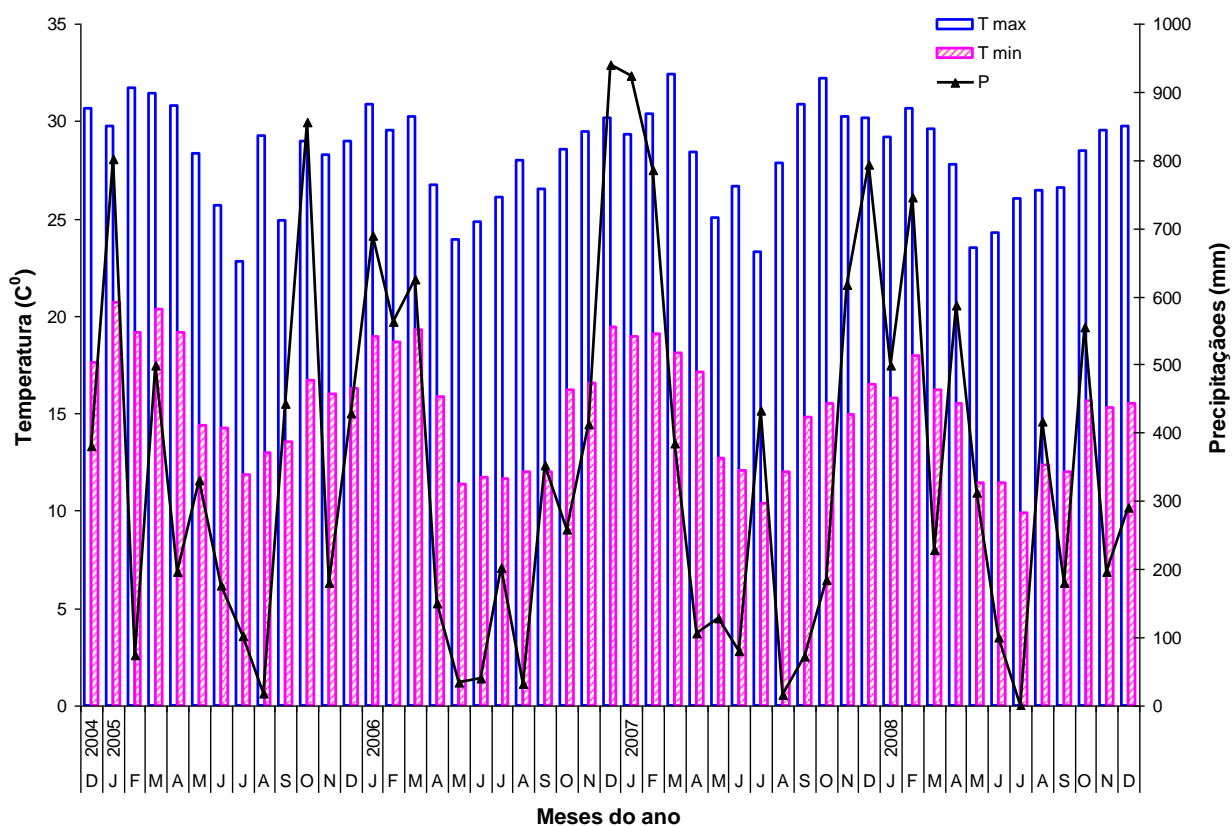


Figura 1 - Médias mensais de temperatura máxima (T max), temperatura mínima (T min) e valores mensais de precipitação pluviométrica (P) acumulada

Antes da instalação do experimento, em outubro de 2004, foi realizada a amostragem de solo para caracterização da área experimental obtendo-se quatro amostras compostas a partir de 10 subamostras, para as camadas de 0-20 e de 20-40 cm de profundidade. As amostras foram secas ao ar, passadas em peneiras com abertura de malha de 2 mm e analisadas quimicamente, em relação ao pH em CaCl_2 0,01 mol L⁻¹, fósforo disponível (resina), cálcio, magnésio, potássio trocáveis, acidez total (H+Al), matéria orgânica e micronutrientes e elementos tóxicos extraídos com DTPA de acordo com metodologia descrita em Raij et al. (2001) (Tabelas 1 e 2). A análise granulométrica foi feita pelo método da pipeta (DAY, 1965) (Tabela 3).

Tabela 1 – Resultados das características químicas do solo da área experimental, na camada superficial, antes da instalação do experimento (outubro de 2004)

Prof.	pH	MO ⁽¹⁾	N	S- SO ₄ ²⁻	P	K	Ca	Mg	H+Al ⁽²⁾	SB ⁽³⁾	CTC ⁽⁴⁾	V ⁽⁵⁾
cm	CaCl ₂	g dm ³	g kg ⁻¹	Mg kg ⁻¹	mg dm ³	-----mmol _c dm ³ -----			-----		%	
0-20	3,6 ⁽⁶⁾	20,2	0,43	1,2	6,5	0,25	1,25	1,00	40,0	2,5	42,5	5,7
20-40	3,8	15,5	0,34	1,0	5,5	0,20	1,00	1,00	30,2	2,2	32,4	6,7

¹MO – Matéria orgânica; ²H+Al – Acidez; ³SB – Soma de bases; ⁴CTC – Capacidade de troca de cátions; ⁵V – Saturação por base; ⁶Resultados médios de 4 amostras analisadas

Tabela 2 - Teores disponíveis de micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn e Zn) e dos elementos tóxicos (Cr, Cd, Ni e Pb) no solo da área experimental antes da instalação do experimento (outubro de 2004)

Prof.	B ⁽¹⁾	Cu	Fe	Mn	Zn	Ni	Cr	Cd	Pb
cm	----- mg dm ⁻³ -----								
0-20	0,40 ⁽²⁾	0,4	91	1,3	4,0	0,03	0,01	0,003	0,6
0-40	0,26	0,4	53	0,7	3,5	0,01	0,01	0,001	1,0

¹Método de extração por água quente ²Resultados médios de 4 amostras analisadas

O solo da área experimental foi caracterizado como sendo homogêneo quanto às suas propriedades físicas e químicas da camada superficial (Tabelas 1, 2 e 3). Todavia, devido a grande extensão da área experimental, havia uma faixa plana e outra faixa com declividade inferior a 10 %, assim, as parcelas experimentais foram demarcadas de modo que uma metade dos tratamentos fosse aplicada na área plana e a outra metade, na área com declive. Posteriormente, em levantamento pedológico da área realizado em 25 de janeiro de 2008, foi constatado que a área plana era constituída de um Latossolo Vermelho distrófico e a área com declive, de um Neossolo Quartzarênico, cujas diferenças ocorrem nos horizontes diagnósticos, em profundidade.

Tabela 3 – Resultados das características físicas do solo da área experimental antes da instalação do experimento (outubro de 2004)

Prof.	Areia muito grossa	Areia Grossa	Areia média	Areia fina	Areia muito fina	Areia total	Silte	Argila total	Argila água	Floculação	Classe Textural
cm	-----					%	-----				
0-20	0	6	36	36	6	84	4	12	2	83	Arenosa
20-40	0	8	40	30	6	84	4	12	2	83	Arenosa

Classes de diâmetro da fração areia (mm): muito grossa = 2 - 1; grossa = 2 - 1; média = 0,5 - 0,25; fina = 0,25 - 0,10; muito fina = 0,10 - 0,05; total = 2 - 0,05; silte = 0,05 - 0,002; argila total < 0,002; e argila água < 0,002.

O lodo de esgoto foi fornecido pela Opersan Serviços Ambientais S.C. Ltda, empresa que gerencia o lodo produzido na Estação de Tratamento de Esgotos de Jundiaí, SP, da Companhia Saneamento de Jundiaí (CSJ). O lodo foi gerado em sistema de lagoas aeradas de mistura completa, seguida de lagoas de decantação, sendo o desaguamento feito com floculação à base de polímero catiônico, seguido de centrifugação e secagem em pátio (revestido), com revolvimento mecânico.

Uma amostra do lodo de esgoto empregada no experimento foi seca ao ar, moída e passada em peneira com abertura de malha de 2 mm. Para análise química, conforme descrito em Raij et al. (2001), a amostra foi preparada conforme recomendações do método 3051A, manual SW 846 da USEPA (2009) e os elementos determinados por ICP-OES. O nitrogênio total e o nitrogênio amoniacal foram determinados pelo método Kjeldahl. A umidade e os sólidos voláteis foram determinados pela perda de massa, a 60 °C e a 500 °C, respectivamente. O carbono

orgânico foi determinado por digestão com dicromato e o fluoreto, por fusão com soda, determinado com eletrodo íon seletivo (Tabela 4).

Tabela 4 - Características químicas e físicas do lodo de esgoto utilizado no experimento e concentrações máximas de elementos inorgânicos permitidas pela resolução N°375 do CONAMA (2006), para o uso agrícola do lodo de esgoto

Características	Lodo (valor)	CONAMA (concentrações máximas permitidas)
pH (em água)	6,2 ⁽¹⁾	-
Umidade (%) (mm ⁻¹)	79	-
Sólidos voláteis (%) (mm ⁻¹)	65	-
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	340	-
Nitrogênio total (g kg ⁻¹)	33	-
N amoniacal (g kg ⁻¹)	3,6	-
N nitrato-nitrito (g kg ⁻¹)	0,018	-
Fósforo (g kg ⁻¹)	8,1	-
Potássio (g kg ⁻¹)	1	-
Cálcio (g kg ⁻¹)	8,1	-
Enxofre (g kg ⁻¹)	16,4	-
Sódio (mg kg ⁻¹)	997	-
Magnésio (g kg ⁻¹)	1,6	-
Ferro (mg kg ⁻¹)	16062	-
Manganês (mg kg ⁻¹)	483	-
Cobre (mg kg ⁻¹)	881	1500
Molibdênio (mg kg ⁻¹)	ND ⁽²⁾	50
Zinco (mg kg ⁻¹)	989	2800
Arsênio (mg kg ⁻¹)	ND	41
Cádmio (mg kg ⁻¹)	11	39
Chumbo (mg kg ⁻¹)	85	300
Cromo (mg kg ⁻¹)	111	1000
Mercúrio (mg kg ⁻¹)	ND	17
Níquel (mg kg ⁻¹)	26	420
Selênio (mg kg ⁻¹)	ND	100
Bário (mg kg ⁻¹)	273	1300

⁽¹⁾ Todos os valores de concentração são apresentados com base na matéria seca.

⁽²⁾ ND - Não detectado, concentrações menores do que 0,1 mg kg⁻¹.

De acordo com os valores obtidos na caracterização do lodo de esgoto (Tabela 4), o lodo estava apto a ser usado na agricultura de acordo com a concentração de elementos inorgânicos limitados pela resolução N°375, do

CONAMA (CONAMA, 2006), que estabelece a concentração máxima permitida no lodo de esgoto ou produto derivado.

3.2 Plantio e tratos silviculturais

Em 15 de dezembro de 2004, o calcário dolomítico (PRNT = 95%) foi aplicado a lanço, em área total, na dose de $1,8 \text{ Mg ha}^{-1}$, ou seja, de $5,8 \text{ Mg}$ de calcário em $3,2 \text{ ha}$. A dose de calcário foi estabelecida em função de se obter uma porcentagem de saturação por bases de 45 %, na camada de 0-20 cm de profundidade (GONÇALVES; RAIJ, B.; GONÇALVES, 1997).

De 16 a 20 de dezembro de 2004, o lodo de esgoto foi distribuído superficialmente no solo, em faixa de aproximadamente 60 cm na linha de plantio, com auxílio de uma adubadeira, constituída de caçamba com “duas bicas”, com 3 m de distância entre bicas.

A taxa de aplicação do lodo de esgoto foi calculada pela eq. (1), com base no critério do nitrogênio, conforme descrito na resolução N° 375 do CONAMA (CONAMA, 2006). Portanto, $15,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo de esgoto seco foi definida como sendo a dose de 100%, com base no critério do N; $7,7 \text{ Mg ha}^{-1}$, a dose de 50% e $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$, a dose de 150%.

$$\text{Taxa de aplicação} = [\text{N recomendado} / \text{N disponível}] \quad (1)$$

onde: taxa de aplicação = $15,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo de esgoto seco; N recomendado = 142 kg ha^{-1} , valor este considerado como sendo 100 % do recomendado de N conforme recomendação técnica da Suzano para a área experimental e N disponível = $9,24 \text{ kg Mg}^{-1}$, uma vez que foi considerado o fator de mineralização do lodo de 0,28 e o conteúdo de N no lodo de 33 g kg^{-1} (Tabela 4).

As operações de abertura dos sulcos de plantio e de aplicação de KCl (54% K_2O) e de herbicida (glifosato) foram realizadas no período de 21 a 22 de dezembro de 2004. O plantio das mudas de *Eucalyptus grandis* (clone grandis puro SP0619) foi realizado em 23 de dezembro de 2004, a 20 cm da faixa de aplicação do lodo. O plantio foi realizado sob condições de cultivo mínimo, conforme recomendado pela Suzano para produção comercial de eucalipto. A aplicação dos adubos nitrogenado

(uréia) e fosfatado (superfosfato triplo), no período de 23 a 24 de dezembro de 2004, foi realizada manualmente conforme as doses dos respectivos tratamentos .

A adubação mineral com 142 kg ha⁻¹ de N, 84 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 188 kg ha⁻¹ de K₂O foi definida com base nas recomendações técnicas da Suzano (Gava)², para área de plantio comercial de eucalipto, em função das características físicas e químicas do solo e da produção esperada de madeira na ordem de 50 m³ ha⁻¹ ano⁻¹.

Assim, para aplicação do adubo nitrogenado, considerando os devidos arredondamentos, fixaram-se as doses de nitrogênio em 0; 46,9; 95,1 e 142 kg ha⁻¹ de N, correspondendo a 0, 33, 67 e 100 % da dose recomendada de N, respectivamente. As doses de N foram parceladas em 4 vezes (Tabela 5). Para aplicação do fertilizante fosfatado, fixaram-se as doses de fósforo em 0; 28; 55,9 e 84 kg ha⁻¹ de P₂O₅, correspondente a 0, 33, 67 e 100 % da dose recomendada de P, respectivamente. O adubo fosfatado, no caso o superfosfato triplo, foi aplicado em dose única em pré-plantio (Tabela 5). Ambos os adubos minerais foram aplicados manualmente em meia coroa ao redor da muda de eucalipto.

Tabela 5 - Cronograma de aplicação dos adubos nitrogenado, fosfatado e potássico no manejo da adubação do solo da área experimental; em função das doses de 33%, 67% e 100%, com base nas recomendações técnicas da Suzano para área de plantio comercial de eucalipto; e em função da época de adubação

Épocas de adubação	Uréia			Superfosfato triplo			KCl (Dose única)
	Dose 33%	Dose 67%	Dose 100%	Dose 33%	Dose 67%	Dose 100%	
	----- kg ha ⁻¹ -----						
Plantio:							
23-24/12/2004	11,5	23,1	34,7	68	137	205	48,1
Pós-plantio:							
04-07 /04/2005	15,5	31,1	46,7	-	-	-	41,6
03-04/10/2005	31	62	93	-	-	-	83,2
01/11/2006	47	94	140	-	-	-	174

²GAVA, J.L. Comunicação pessoal em setembro de 2004.

O potássio, sendo um nutriente escasso no lodo de esgoto, cerca de 1 g kg^{-1} , foi fornecido ao eucalipto, em todas as parcelas, aplicando-se 175 kg ha^{-1} de K_2O , na forma de KCl, equivalente a 100% do recomendado, parcelado em 4 vezes (Tabela 5). A aplicação do KCl foi realizada com auxílio do sulcador-aplicador, distribuindo o fertilizante em linha, a 0,5 m das mudas em pré-plantio e na segunda aplicação. Na adubação de pré-plantio, foram aplicados 29 g de KCl a cada 2 m linear. A terceira e quarta aplicação de KCl foram realizadas manualmente na linha de plantio.

Os tratos culturais como, capina manual e química, com aplicação de glifosato, e controle de formiga, com aplicação de iscas a base de sulfluramida, de modo localizado, nos orifícios de entrada dos formigueiros, e preventivo, distribuindo-se sistematicamente saquinhos plásticos contendo 10 g de iscas, por toda a área experimental, foram todos conduzidos de acordo com os procedimentos convencionais da Suzano Bahia Sul Papel e Celulose S.A., para a produção comercial de eucalipto.

3.3 Tratamentos e delineamento experimental

Os tratamentos foram constituídos pelas quatro doses de lodo de esgoto (0, 50, 100 e 150% do recomendado, em função do critério do nitrogênio), quatro doses de nitrogênio (0, 33, 67 e 100% do N recomendado) e quatro doses de fósforo (0, 33, 67 e 100% do P_2O_5 recomendado), conforme descrito anteriormente. O delineamento foi em blocos ao acaso, em esquema fatorial $4 \times 4 \times 4$, com confundimento dos graus de liberdade da interação tripla, duas repetições distribuídas em oito blocos, com 16 tratamentos por bloco, totalizando 128 parcelas. Cada parcela tinha 42 plantas na área total e 20 plantas na área útil, com bordadura simples, sendo o espaçamento de 3 x 2 m entre as plantas.

3.4 Amostragem de solo

Após a instalação do experimento, as amostragens de solo foram realizadas nas datas de 04-07/04/2005 e 22-23/10/2007, correspondente a 4 e 34 meses após o plantio para as profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,4 m. As amostras de terra foram constituídas pela coleta de seis subamostras a partir de três pontos pré-

estabelecidos em torno de duas árvores escolhidas aleatoriamente na área útil de cada parcela. Os pontos pré-estabelecidos foram: 1) a 0,3 m do eucalipto, onde não se aplicou adubo mineral nem lodo; 2) na interseção da meia coroa que recebeu adubo mineral com a faixa de aplicação de lodo; e 3) na faixa de aplicação do lodo, objetivando obter uma amostra composta que melhor apresente os efeitos dos tratamentos e a maior homogeneidade possível.

3.5 Preparo e análises químicas das amostras de terra

As amostras coletadas aos 4 e aos 34 meses foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas em peneira de 0,5 mm de malha, sem moagem do solo para posteriores análises. Estas amostras foram submetidas às análises de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb pela extração com solução de DTPA, a pH 7,3, (LINDSAY; NORVELL, 1978) e pela digestão com ácido nítrico e clorídrico ($\text{HNO}_3 + \text{HCl}$) em sistema fechado de microondas (Milestone TC Plus), pelo método 3051A do manual SW-846 da USEPA (USEPA, 2009).

A digestão de amostras de terra com $\text{HNO}_3 + \text{HCl}$, do método 3051A, é uma medida semitotal do teor dos metais no solo. Este método não quantifica os metais ligados à matriz silicatada, visto que nem todos os constituintes das amostras de terra são dissolvidos. O teor total seria obtido pela digestão das amostras de terra com $\text{HNO}_3 + \text{HCl}$ adicionando-se ácido fluorídrico (HF).

Nos extratos obtidos acima, os teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb foram quantificados por espectrometria de massas com plasma (ICP-MS Agilent 7500ce), conforme metodologia do Laboratório de Análise e Referência em Amostras Ambientais e Fertilizantes (LARAFERT, CENA/USP e convênio FINEP/MCT nº 01.04.0389.00), do Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas, do CENA/USP, adaptada do método 6020A³ (manual SW-846, da USEPA) por Abreu Junior et al. (2009).

³ <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/6020a.pdf>

3.6 Amostragem de material vegetal

3.6.1 Folhas da copa da árvore

As amostragens de folhas de eucalipto foram realizadas nas datas de 04-07/04/2005 e 22-01/07/2008, correspondente a 4 e 43 meses após o plantio. Foram coletadas quatro folhas (uma em cada ponto cardeal) de seis árvores, da área útil de cada parcela. As folhas foram identificadas como as primeiras folhas adultas a partir do ápice, de ramos externos, do terço superior da copa (SILVEIRA et al., 2000). As amostras de folhas foram lavadas com água de torneira, e em seguida, com água Milli-Q (Millipore Gradient A10, resistividade 18,2 MΩ cm e carbono orgânico total <math>< \mu\text{g L}^{-1}</math>). As amostras foram secas em estufas a 40°C, pesadas, moídas (40 mesh) e armazenadas em sacos de papel, até análise química.

3.6.2 Amostragem destrutiva de árvore

Em abril de 2008, aos 40 meses após o plantio, com o auxílio da equipe do inventário florestal, foram mensuradas a altura e o diâmetro na altura do peito (DAP) para a escolha da árvore mais representativa de cada parcela da área experimental. Em julho de 2008, correspondente aos 43 meses após o plantio, foi abatida uma árvore de cada parcela dos tratamentos mais importantes. Em seguida, a árvore foi cortada e dividida em folhas, galhos, lenho e casca. No campo, as folhas foram separadas dos galhos de cada árvore e obtidos os respectivos pesos de matéria fresca total, com auxílio de uma balança. Desta matéria fresca total, amostras foram colhidas, pesadas, acondicionadas em sacos de papel e levadas ao laboratório. Em seguida, após secagem em estufa a 40 °C, as amostras foram pesadas, moídas (40 mesh) e armazenadas em sacos de papel, até análise química.

Para amostragem do lenho e da casca, foram retiradas seções transversais (discos de aproximadamente 2 cm de espessura), com casca, da base da árvore e a 25, 50, 75 e 100% da altura comercial, além de mais um disco na altura do DAP. Os discos de madeira obtidos de cada árvore foram levados ao laboratório e medidos os diâmetros com e sem casca, para calcular o volume de madeira pela eq. (2) de Smalian, conforme descrito em Veiga (1984). Os discos sem casca foram cortados em quatro cunhas equivalentes a seções de 90° (interceptando a medula). Para

cada árvore, que representa cada parcela experimental, foi obtida amostra composta com uma cunha, de cada disco, para se obter uma amostra representativa do lenho. Foi obtido também amostra composta de casca de cada disco coletado da árvore de cada parcela experimental. Em seguida, o peso seco das cunhas e das cascas dos discos de cada árvore foi determinado após secagem em estufa a 40 °C. Depois, as cunhas e as cascas foram trituradas, moídas (40 mesh) e armazenadas em sacos de papel, até análise química.

$$V = ((A_1 + A_2)/2)*C \quad (2)$$

onde: V = volume em metro cúbico (m³); A₁ = a área da extremidade menor da tora; A₂ = a área da extremidade maior da tora e C = o comprimento da tora em metro (m).

3.6.3 Serapilheira

A serapilheira (folhas, galhos, casca) é o material orgânico depositado sobre a superfície do solo, onde a sua contínua decomposição libera lentamente os nutrientes que podem ser absorvidos pelas raízes das plantas.

Para amostragem da serapilheira, foi usado o coletor de serapilheira ou gabarito, de 0,25 m² de área interna (0,5 m x 0,5 m), feitos como quadrados vazados com as bordas de madeira (GUEDES, 2005). Na área útil de cada parcela, foi obtida uma amostra composta a partir de quatro subamostras da serapilheira em torno de uma das plantas, sendo duas na linha, a 1,5 m e 0,5 m perpendicularmente à planta, e outras duas na entrelinha de plantio, a 0,5 m e 1,0 m da planta escolhida. No campo, composta foi pesada com o auxílio de uma balança digital, com capacidade de até 15 kg. De cada amostra de serapilheira, foi retirada uma subamostra com massa e volume suficientes para posteriores análises químicas.

As coletas das amostras de serapilheira foram realizadas após o fechamento da copa (aproximadamente 24 meses após o plantio). As épocas de coletas foram de 27-28/11/07, 03-04/03/08, 12-13/05/08 e 12-13/11/2008, correspondentes a 35, 38, 40 e 46 meses após o plantio, respectivamente. Porém, somente as amostras coletadas, aos 46 meses após o plantio, é que foram analisadas quimicamente. As

amostras de serapilheira, após a secagem em estufa a 40°C, foram pesadas, moídas (40 mesh) e armazenadas em saco de papel, até análise química.

3.7 Estimativa do volume futuro com casca

Com auxílio da equipe do inventário florestal, em agosto de 2008, aos 44 meses após o plantio foram obtidos os dados de altura e DAP de 10 árvores na área útil de cada parcela. Com base nestes resultados, foram estimados a altura e o volume com casca das árvores ao final do ciclo de 7 anos. Para cada parcela, as estimativas foram feitas pela equipe do inventário da empresa da Suzano, responsável por todo o trabalho de previsão de produção de madeira da empresa, com auxílio de modelos estatísticos de uso restrito.

3.8 Análise química do material vegetal

As amostras de folha, galho, lenho, casca e serapilheira foram digeridas com ácido nítrico e peróxido de hidrogênio ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$) em sistema fechado de microondas (Milestone TC Plus), fazendo adaptações do método 3051A do manual SW-846 da USEPA (USEPA, 2009) e de Wu, Feng e Wittmeier et al. (1997) e Araújo et al. (2002). Nos extratos obtidos foram determinados os teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb por ICP-MS (Agilent 7500ce), conforme metodologia do Laboratório de Análise e Referência em Amostras Ambientais e Fertilizantes (LARAFERT, CENA/USP e convênio FINEP/MCT nº 01.04.0389.00), do Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas, do CENA/USP, adaptada do método 6020A⁴ (manual SW-846, da USEPA) por Abreu Junior et al. (2009).

3.9 Análise estatística dos resultados

As análises de variância, de regressão simples e múltipla, e, essencialmente, dos estudos de modelagem de superfície de resposta foram feitas com auxílio do programa SAS (1989). Os dados foram interpretados com o auxílio do modelo de superfície de resposta considerando os efeitos dos fatores dose de lodo, dose de nitrogênio e dose de fósforo sobre a variável dependente em estudo. O modelo

⁴ <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/6020a.pdf>

completo de superfície de resposta foi descrito pela eq. (3) considerando o nível de significância de até 10 %.

$$Y = a + bL + cN + dP + eLN + fLP + gPN + hL^2 + iP^2 + jN^2 \quad (3)$$

onde: L é a dose de lodo (Mg ha^{-1}), N, a dose de N (kg ha^{-1}), e P, a dose de P_2O_5 (kg ha^{-1}).

Inicialmente, o estudo do modelo de superfície de resposta informa quais fatores que foram significativos e se os efeitos dos fatores L, N e P seguiram modelos linear, quadrático e, ou, apresentaram produtos cruzados (LxN, LxP e NxP). Quando o(s) fator(es) não foi(ram) significativo(s), ele(s) foi(ram) retirado(s) do modelo completo e gerou-se um novo modelo, denominado de reduzido. O coeficiente de regressão (R^2) do modelo reduzido foi recalculado pela divisão da soma de quadrado total do modelo reduzido (SQTR) pela soma do SQTR com a soma de quadrados de tratamentos (SQTrat), sendo, então, representado em termos das médias dos tratamentos e, neste caso, o erro puro foi excluído.

A presença de significância dos produtos cruzados indica a dependência ou interação entre fatores. Nesse caso, foram realizadas análises, modelando os níveis de um fator dentro dos níveis de outro fator e vice-versa; por exemplo, os níveis do fator dose de lodo foram fixados e, dentro de cada nível, analisados os efeitos dos fatores dose de nitrogênio e dose de fósforo, sobre a variável dependente em estudo. O estudo do modelo de superfície de resposta também serviu para informar se houve ponto de máximo ou de mínimo para a variável em estudo e quais os níveis dos fatores responsáveis pelo ponto, ou seja, as respectivas doses de lodo, nitrogênio e fósforo.

Diferentemente dos testes convencionais (Tukey, Duncan ou regressão), o estudo de modelagem de superfície de resposta permite considerações mais diretas na análise dos resultados.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Solo

No presente experimento, a avaliação inicial das propriedades químicas do solo (Tabela 1) mostrou baixo teor de fósforo e de matéria orgânica, elevada acidez e baixa CTC. Além disso, o solo possui textura arenosa (Tabelas 3). A capacidade de retenção de água e de elementos químicos pela fase sólida do solo é baixa e poderá ocorrer lixiviação dos elementos no perfil do solo.

4.1.1 Teores semitotais dos elementos potencialmente tóxicos no solo

Aos 4 e 34 meses após o plantio do eucalipto, a aplicação dos adubos minerais nitrogenado e fosfatado, na forma de uréia e fosfato triplo, respectivamente, não alterou os teores de semitotais de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb no solo. Assim, em ambas as épocas de amostragem, os dados foram apresentados somente em função das doses de lodo.

Os teores de Cu aumentaram em função das doses de lodo nas camadas de 0-0,1, 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, aos 4 e 34 meses após o plantio (Tabela 6 e 7, respectivamente). Fato que concorda com o observado por outros autores (RANGEL et al., 2004; SILVA et al., 2006, NOGUEIRA, et al., 2008). O incremento nos teores de Cu no solo pode ser atribuído a carga destes elementos no lodo, que resultou em um aporte de 6,8; 13,6 e 20,4 kg ha⁻¹ de Cu para as doses de 7,7; 15,4 e 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo, respectivamente. A carga de Cu adicionada pelo lodo na dose recomendada (15,4 Mg ha⁻¹) pela Resolução N° 375 (CONAMA, 2006), permitiria 8 aplicações sucessivas de lodo na área de cultivo de eucalipto. Considerando a aplicação do lodo somente no plantio e um ciclo de cultivo médio de 7 anos, nesta área o lodo poderia ser aplicado por aproximadamente 56 anos.

Aos 4 e 34 meses após o plantio (Tabelas 6 e 7, respectivamente), os maiores aumentos nos teores de Cu foram observados na camada superficial (0-0,1 m), o que era esperado pois a aplicação do lodo foi superficial, no entanto, até a camada 0,2-0,4 m foi observado aumento no teor de Cu, evidenciando a

mobilidade do elemento neste solo arenoso. Diferentemente do encontrado, Oliveira e Mattiazzo (2001) não observaram evidências da lixiviação de Cu em solo argiloso.

Tabela 6 – Teores semitotais de Cu, Fe, Mn e Zn no solo, nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m, aos 4 meses após o plantio do eucalipto, em função das doses de lodo de esgoto

Profundidade m	Doses de lodo (Mg ha^{-1})				Termo de regressão (R^2)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- mg kg^{-1} -----					
	Cu					
0-0,1	1,72	2,78	4,56	5,01	0,82***	ns
0,1-0,2	1,91	2,40	3,07	3,29	0,71**	ns
0,2-0,4	2,14	2,56	2,56	3,08	0,81***	ns
	Fe					
0-0,1	4874	6139	5290	5247	ns	ns
0,1-0,2	5270	5506	6618	7113	ns	ns
0,2-0,4	6510	7810	7088	7880	ns	ns
	Mn					
0-0,1	25,5	31,8	30,1	33,6	ns	ns
0,1-0,2	31,8	33,9	36,5	41,7	ns	ns
0,2-0,4	44,3	40,4	37,8	48,8	ns	ns
	Zn					
0-0,1	2,78	4,95	8,28	11,73	0,92***	ns
0,1-0,2	2,01	4,65	3,01	5,30	0,98*	ns
0,2-0,4	1,33	3,27	6,83	7,14	0,69***	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; **significativo a 5 % de probabilidade; *significativo a 10 % de probabilidade; ns = não significativo

Aos 34 meses após o plantio (Tabela 7), observou-se que os teores de Cu no solo foram menores na camada de 0-0,1 m de profundidade e maiores nas camadas 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m que os teores obtidos aos 4 meses (Tabela 6), indicando que permaneceu ocorrendo lixiviação do elemento.

Os teores de Cu adicionados ao solo via lodo estiveram dentro do valor prevenção de 60 mg kg⁻¹ permitido para áreas agrícolas tratadas com lodo (CETESB, 2005).

Tabela 7 – Teores semitotais de Cu, Fe, Mn e Zn no solo, nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m, aos 34 meses após o plantio do eucalipto, em função das doses de lodo de esgoto

Profundidade m	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- mg kg ⁻¹ -----					
	Cu					
0-0,1	1,89	3,51	3,86	4,02	0,44***	ns
0,1-0,2	2,30	3,40	3,60	3,91	0,87***	ns
0,2-0,4	2,54	3,38	3,65	3,68	0,21***	ns
	Fe					
0-0,1	6992	8579	10152	10855	0,60***	ns
0,1-0,2	9655	10091	10430	11373	ns	ns
0,2-0,4	10500	11199	11599	11858	ns	ns
	Mn					
0-0,1	27,3	44,1	46,8	47,9	0,40***	ns
0,1-0,2	28,6	49,9	51,1	53,4	0,45***	ns
0,2-0,4	29,4	49,8	50,0	51,6	0,27***	ns
	Zn					
0-0,1	5,04	8,44	10,70	11,15	0,54***	ns
0,1-0,2	5,14	6,83	7,05	7,23	0,40***	ns
0,2-0,4	5,24	6,30	6,69	6,74	0,09**	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; **significativo a 5 % de probabilidade ns = não significativo

Aos 4 meses após o plantio, os teores de Fe não foram alterados pelas doses de lodo nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 6). Para estas camadas de solo, os teores médios obtidos apresentaram elevada homogeneidade com coeficientes de variação (CV) de 10, 14 e 9 %, respectivamente. Provavelmente, este resultado deve-se a elevada carga de Fe no lodo que foi adicionado ao solo e a liberação deste elemento, para o solo, pelo

processo de decomposição dos restos culturais deixados na área experimental devido ao manejo de cultivo mínimo.

Os teores de Fe aumentaram em função das doses de lodo, somente, na camada de 0-0,1 m de profundidade, aos 34 meses após o plantio (Tabela 7). Nesta época, os teores de Fe foram maiores do que os teores obtidos aos 4 meses. Este incremento dos teores de Fe ao solo pode ter sido causado pela sua ciclagem devido a decomposição da serapilheira que é depositada no solo após o fechamento da copa da árvore, aproximadamente, aos 24 meses de idade. Aos 4 e 34 meses após o plantio, o maior acúmulo de Fe foi observado na camada de 0,2-0,4 m de profundidade. Este resultado evidencia a lixiviação de Fe no perfil do solo.

Aos 4 meses após o plantio, os teores de Mn não foram alterados pelas doses de lodo nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 6). Para estas camadas de solo, as médias obtidas apresentaram elevada homogeneidade com CV = 11 %. Este resultado pode ser devido a liberação deste elemento para o solo pelo processo de decomposição dos restos culturais deixados na área experimental. Aos 34 meses após o plantio, os teores de Mn aumentaram em função das doses de lodo, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 7). Nesta época, os teores de Mn foram maiores do que os teores obtidos aos 4 meses. Este incremento dos teores de Mn ao solo pode ter sido causado pela sua ciclagem devido à decomposição da serapilheira. Aos 4 e 34 meses após o plantio, o maior acúmulo de Mn foi observado nas camadas de 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, respectivamente. Este resultado evidencia a movimentação de Mn no perfil do solo.

Os teores de Zn aumentaram em função das doses de lodo nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, aos 4 e 34 meses após o plantio (Tabela 6 e 7, respectivamente). Molina et al. (2006) observaram efeitos significativos sobre os teores de Zn no solo, até aos 55 meses após o plantio do eucalipto. O incremento nos teores de Zn no solo pode ser atribuído a carga destes elementos no lodo, que resultou em um aporte de 7,6; 15,2 e 22,8 kg ha⁻¹ de Zn para as doses de 7,7; 15,4 e 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo, respectivamente. Fato que concorda com o observado por outros autores (RANGEL et al., 2004; SILVA et al., 2006, NOGUEIRA, et al., 2008).

A carga de Zn adicionada pelo lodo na dose recomendada (15,4 Mg ha⁻¹) pela Resolução Nº 375 (CONAMA, 2006), permitiria 29 aplicações sucessivas de lodo na área de cultivo de eucalipto. Considerando a aplicação do lodo somente no plantio e

um ciclo de cultivo médio de 7 anos, nesta área o lodo poderia ser aplicado por aproximadamente 200 anos.

Aos 4 meses após o plantio, no tratamento com $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo, o teor de Zn na camada de 0-0,1 m de profundidade foi próximo a 12 mg kg^{-1} , este valor foi 421% maior do que o teor no tratamento testemunha (Tabela 6). Para as camadas de 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, também foi observado aumento no teor de Zn em função das doses de lodo, evidenciando a lixiviação de Zn para camadas mais profundas a 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade.

Aos 34 meses após o plantio (Tabela 7), os teores de Zn no solo foram maiores do que os teores obtidos aos 4 meses (Tabela 6), o que pode ser atribuído a reciclagem do nutriente pela decomposição da serapilheira. Molina et al. (2006), também observou incrementos nos teores de Zn, aos cinquenta e cinco meses após o plantio, devido a decomposição da serapilheira.

Os teores de Zn adicionados ao solo via lodo estiveram dentro do valor prevenção de 300 mg kg^{-1} permitido para áreas agrícolas tratadas com lodo (CETESB, 2005).

Os teores de Cd aumentaram em função das doses de lodo nas camadas de 0-0,1, 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, aos 4 e 34 meses após o plantio (Tabela 8 e 9, respectivamente), sendo que, na camada superficial, aos 4 meses após a aplicação do lodo, o teor no tratamento com $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo foi aproximadamente 10 vezes o teor no tratamento testemunha. Também foi observado aumento nos teores de Cd nas camadas mais profundas, sugerindo que houve lixiviação do elemento. Aos 34 meses após o plantio, observou-se que os teores de Cd no solo foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses (Tabela 8), nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, indicando que permaneceu ocorrendo lixiviação do elemento.

A aplicação do lodo, seguindo as recomendações da Resolução N° 375 (CONAMA, 2006), resultou em incremento nos teores de Cd, com o fornecimento de $0,17 \text{ kg ha}^{-1}$, na dose de $15,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo. No tratamento com $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo, aos 4 meses após a aplicação do lodo, a quantidade de Cd na camada de 0-0,1 m de profundidade foi próxima a $0,18 \text{ kg}$, este valor foi 63 % da quantidade total adicionado pelo lodo ($0,254 \text{ kg}$), enquanto que aos 34 meses essa proporção foi de 22 %.

Os teores de Cd adicionados ao solo via lodo estiveram dentro do valor prevenção de 1,3 mg kg⁻¹ permitido para áreas agrícolas tratadas com lodo (CETESB, 2005).

Tabela 8 – Teores semitotais de Cd, Cr, Ni e Pb no solo, nas profundidades de 0-0,1, 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m, aos 4 meses após o plantio do eucalipto, em função das doses de lodo de esgoto

Profundidade	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
m	----- mg kg ⁻¹ -----					
Cd						
0-0,1	0,019	0,037	0,088	0,179	0,94***	ns
0,1-0,2	0,012	0,025	0,039	0,076	0,30***	ns
0,2-0,4	0,010	0,019	0,049	0,054	0,99*	ns
Cr						
0-0,1	5,53	7,41	6,89	10,39	0,86**	ns
0,1-0,2	6,01	6,70	7,66	11,57	0,71***	ns
0,2-0,4	6,58	7,68	7,40	12,37	0,87**	ns
Ni						
0-0,1	0,79	1,10	3,31	6,27	0,95***	ns
0,1-0,2	0,73	1,09	2,90	5,99	0,91***	ns
0,2-0,4	0,78	0,96	2,82	6,14	0,96***	ns
Pb						
0-0,1	2,37	3,35	3,85	4,84	0,84**	ns
0,1-0,2	2,49	2,71	3,37	4,95	0,91**	ns
0,2-0,4	2,62	3,15	4,34	5,37	0,36*	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; **significativo a 5 % de probabilidade; *significativo a 10 % de probabilidade; ns = não significativo

Tabela 9 – Teores semitotais de Cd, Cr, Ni e Pb no solo, nas profundidades de 0-0,1, 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m, aos 34 meses após o plantio do eucalipto, em função das doses de lodo de esgoto

Profundidade m	Doses de lodo (Mg ha^{-1})				Termo de regressão (R^2)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- mg kg^{-1} -----					
	Cd					
0-0,1	0,017	0,036	0,051	0,057	0,25***	ns
0,1-0,2	0,013	0,029	0,030	0,035	0,24***	ns
0,2-0,4	0,008	0,024	0,024	0,025	0,14***	ns
	Cr					
0-0,1	7,47	9,28	10,84	19,96	0,75***	ns
0,1-0,2	8,25	20,43	20,35	21,07	0,36***	ns
0,2-0,4	9,12	19,22	15,21	21,41	0,30***	ns
	Ni					
0-0,1	1,14	1,35	1,37	1,39	0,24***	ns
0,1-0,2	1,26	1,34	1,37	1,42	0,07**	ns
0,2-0,4	1,32	1,46	1,48	1,49	0,10**	ns
	Pb					
0-0,1	3,11	3,85	4,42	5,38	0,59***	ns
0,1-0,2	3,31	4,01	4,61	5,54	0,58***	ns
0,2-0,4	3,54	4,15	5,54	7,52	0,61***	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; ** significativo a 5 % de probabilidade; ns = não significativo

Os teores de Cr aumentaram em função das doses de lodo nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, aos 4 e 34 meses após o plantio (Tabela 8 e 9, respectivamente). Andrade e Mattiazzo (2000), também, observaram o efeito significativo do lodo sobre os teores de Cr, aos 360 dias após aplicação do lodo em plantios de eucalipto. O incremento nos teores de Cr no solo deve-se a carga destes elementos no lodo. Aos 4 meses após o plantio, na dose de $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m, respectivamente, a carga de Cr adicionada ao solo equivaleram a $2,60 \text{ kg ha}^{-1}$. Os teores de Cr adicionados ao solo via lodo estiveram dentro do valor de prevenção de 75 mg kg^{-1} permitido para áreas agrícolas tratadas com lodo (CETESB, 2005).

Aos 4 meses após o aplicação do lodo, o teor de Cr na camada de 0-0,1 m de profundidade aumentou de $5,53 \text{ mg kg}^{-1}$, no tratamento testemunha, para 10 mg kg^{-1} , no tratamento com $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo, ou seja um aumento de 207 % (Tabela 8), resultante de um aporte de $4,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de Cr. Este resultado deve-se a liberação deste elemento, para o solo, pelo processo de decomposição dos restos culturais deixados na área experimental, que deve ter sido maior nos tratamentos com lodo devido a uma menor relação C/N que deve ter contribuído com o processo de mineralização, uma vez que a adição pelo lodo foi de $2,6 \text{ kg ha}^{-1}$. Este incremento do teor de Cr ao solo na camada de 0-0,1 m de profundidade, também, foi observado aos 34 meses após o plantio, nos tratamentos com $15,4$ e $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo (Tabela 9). O Cr pode ter sido liberado da matriz silicatada e, ou, ter sido retornado ao solo pela decomposição da serapilheira. Aos 4 e 34 meses após o plantio, o maior acúmulo de Cr foi observado nas camadas de 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, respectivamente. Este resultado evidencia a lixiviação de Cr para camadas mais profundas a 0-0,1 m de profundidade, em ambas as épocas de coleta de solo.

Os teores de Ni aumentaram em função das doses de lodo nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, aos 4 e 34 meses após o plantio (Tabela 8 e 9, respectivamente). O incremento nos teores de Ni no solo deve-se a carga destes elementos no lodo. Aos 4 meses após o plantio, carga de Ni adicionada ao solo equivaleram a $0,60 \text{ kg ha}^{-1}$, na dose de $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo. Os teores de Ni adicionados ao solo via lodo estiveram dentro do valor de prevenção de 30 mg kg^{-1} permitido para áreas agrícolas tratadas com lodo (CETESB, 2005).

Aos 4 meses após o plantio, no tratamento com $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo, o teor de Ni na camada de 0-0,1 m de profundidade foi próximo de $6,3 \text{ mg kg}^{-1}$, este valor foi 718 % maior do que a carga de Ni no lodo adicionada ao solo (Tabela 8). Este resultado deve-se a liberação deste elemento, para o solo, pelo processo de decomposição dos restos culturais deixados na área experimental devido ao manejo de cultivo mínimo. Nesta época, o maior acúmulo de Ni foi observado na camada de 0-0,1 m de profundidade. Não há indícios da lixiviação de Ni aos 4 meses após o plantio.

Aos 34 meses após o plantio, observou-se que os teores de Ni no solo foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses nas camadas de 0-0,1, 0,1-0,2 e

0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 9). Houve lixiviação de Ni para camadas mais profundas a 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade.

Os teores de Pb aumentaram em função das doses de lodo nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, aos 4 e 34 meses após o plantio (Tabela 8 e 9, respectivamente). O incremento nos teores de Pb no solo deve-se a carga destes elementos no lodo. Aos 4 meses após o plantio, carga de Pb adicionada ao solo equivaleram a 1,96 kg ha⁻¹, na dose de 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m, respectivamente. Os teores de Pb adicionados ao solo via lodo estiveram dentro do valor de prevenção de 72 mg kg⁻¹ permitido para áreas agrícolas tratadas com lodo (CETESB, 2005).

As cargas de 0,65; 1,31 e 1,96 kg ha⁻¹ de Pb, adicionadas ao solo pelo lodo, foram concordantes com as quantias de 0,74; 1,31 e 2,27 kg ha⁻¹ de Pb no solo na camada 0-0,1 m, aos 4 meses após o plantio. Este resultado evidencia que o Pb não foi lixiviado no perfil do solo. Provavelmente, o tempo de contato do lodo com o solo não foi suficiente para desencadear reações químicas que alterassem os processos de adsorção, precipitação e complexação do Pb na fase sólida do solo. A matéria orgânica humificada, por exemplo, pode formar complexos pouco solúveis com os elementos químicos diminuindo a liberação destes para o solo (GRAY et al. 1998).

Aos 34 meses após o plantio, observou-se que os teores de Pb no solo foram maiores do que os teores obtidos aos 4 meses nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 9). Nesta época, o Pb pode ter sido retornado ao solo pela decomposição da serapilheira.

Os teores de Cd, Cr e Pb no solo obtido aos 34 meses após o plantio foram alterados pelas doses de lodo (Tabela 9). Este resultado concorda com os dados obtidos por Brossi (2008), na mesma área experimental do presente trabalho, aos 34 meses após o plantio de eucalipto.

Aos 4 meses após o plantio, observou-se lixiviação de Cu, Fe, Mn, Cd e Cr e aos 34 meses após o plantio, observou-se lixiviação de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb, sendo que, nesta última época a lixiviação de Zn, Cd e Ni correu para camadas mais profundas a 0,2-0,4 m de profundidade. Estes resultados podem ser explicados pelas precipitações de chuva no local do experimento que foram bem distribuídas até aos 34 meses (Figura 1). Além disso, a mobilidade dos elementos em solos florestais pode ser atribuída ao caminho preferencial de água e partículas por canais

que se estabelecem no solo, em função do tipo de solo e do sistema radicular das plantas (McBride et al., 1997).

4.1.2 Extração de elementos químicos do solo com solução de DTPA

Assim como, o observado para os teores semitotais aos 4 e 34 meses após o plantio do eucalipto, os teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb extraídos do solo com DTPA não foram alterados pela aplicação dos fertilizantes minerais nitrogenado e fosfatado. Portanto, em ambas as épocas de amostragem, os dados foram apresentados somente em função das doses de lodo.

Aos 4 e 34 meses após o plantio, os teores de Cu aumentaram com as doses de lodo, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 10 e 11, respectivamente). Andrade e Mattiazzo (2000), também, observaram alteração dos teores de Cu no solo 360 dias após a aplicação de lodo, em plantios florestais. No presente trabalho, para ambas as épocas de coleta de solo, houve correlação positiva entre os teores semitotais e os extraídos com solução de DTPA ($r = 0,98$; $p < 0,01$; $r = 0,95$; $p < 0,04$, respectivamente), na camada de 0-0,1 m de profundidade. Aos 4 meses após o plantio, os maiores teores de Cu extraídos com DTPA foram observados na camada de 0-0,1 m de profundidade. Não houve lixiviação de Cu para camadas mais profundas a 0-0,1 m. Portanto, teores semitotais de Cu no solo devem ter sido lixiviados na forma de complexos com substâncias orgânicas solúveis. Este resultado concorda com os dados obtidos por Zhu e Alva (1993), McLaughlin et al. (2006).

Aos 34 meses após o plantio, os teores de Cu foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses, nos tratamentos com 15,4 e 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo e na camada de 0-0,1 m de profundidade. Este resultado evidencia que houve lixiviação de Cu. Fato que concorda com os resultados obtidos para os teores semitotais de Cu no solo (Tabela 7).

Tabela 10 – Teores de Cu, Fe, Mn e Zn no solo, extraídos com DTPA, nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m, aos 4 meses após o plantio do eucalipto, em função das doses de lodo de esgoto

Profundidade m	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- mg kg ⁻¹ -----					
	Cu					
0-0,1	0,16	0,31	0,83	1,06	0,63***	ns
0,1-0,2	0,23	0,21	0,25	0,31	0,22*	ns
0,2-0,4	0,12	0,12	0,13	0,14	0,31*	ns
	Fe					
0-0,1	19,8	25,0	27,6	35,6	0,45***	ns
0,1-0,2	22,9	20,8	20,7	23,4	ns	ns
0,2-0,4	23,6	22,8	22,9	22,6	ns	ns
	Mn					
0-0,1	0,61	1,11	1,23	1,49	0,29***	ns
0,1-0,2	0,87	1,09	1,15	1,56	0,59**	ns
0,2-0,4	0,51	0,51	0,78	0,81	0,88**	ns
	Zn					
0-0,1	0,35	0,68	1,23	1,52	0,46***	ns
0,1-0,2	0,64	0,65	0,68	0,71	0,87***	ns
0,2-0,4	0,11	0,14	0,23	0,23	0,83***	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; ** significativo a 5 % de probabilidade; *significativo a 10 % de probabilidade; ns = não significativo

Os teores de Fe aumentaram em função das doses de lodo, aos 4 meses após o plantio, somente, na camada de 0-0,1 m de profundidade (Tabela 10). Aos 34 meses após o plantio os teores de Fe não foram alterados pelas doses de lodo nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 11). Para estas camadas de solo, os teores médios de Fe mostraram elevada homogeneidade com CV de 3,8; 3,9 e 2,5 %, respectivamente. Aos 4 e 34 meses após o plantio, os teores semitotais de Fe não correlacionaram-se com os teores extraídos pela solução de DTPA, na camada de 0-0,1 m de profundidade.

Tabela 11 – Teores de Cu, Fe, Mn e Zn no solo, extraídos com DTPA, nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m, aos 34 meses após o plantio do eucalipto, em função das doses de lodo de esgoto

Profundidade m	Doses de lodo (Mg ha^{-1})				Termo de regressão (R^2)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- mg kg^{-1} -----					
	Cu					
0-0,1	0,25	0,56	0,74	0,90	0,38***	ns
0,1-0,2	0,24	0,33	0,47	0,55	0,38***	ns
0,2-0,4	0,22	0,28	0,37	0,38	0,34***	ns
	Fe					
0-0,1	50,9	53,5	55,8	53,9	ns	ns
0,1-0,2	28,4	28,2	30,6	28,4	ns	ns
0,2-0,4	18,2	18,9	19,2	18,3	ns	ns
	Mn					
0-0,1	1,83	1,72	2,09	1,59	ns	ns
0,1-0,2	0,99	0,82	1,05	0,92	ns	ns
0,2-0,4	0,53	0,52	0,58	0,54	ns	ns
	Zn					
0-0,1	0,46	1,21	1,79	1,89	0,46***	ns
0,1-0,2	0,29	0,56	0,91	1,06	0,47***	ns
0,2-0,4	0,19	0,35	0,53	0,61	0,48***	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; ns = não significativo

Aos 34 meses após o plantio, os teores de Fe foram maiores do que os teores obtidos aos 4 meses, nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m de profundidade (Tabela 11). Fato que concorda com os resultados obtidos para os teores semitotais de Fe no solo (Tabelas 7 e 6, respectivamente). Entretanto, para a camada de 0,2-0,4 m de profundidade, os teores de Fe foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses (Tabela 11). Este resultado sugere a lixiviação de Fe para camadas mais profundas a 0,2-0,4 m.

Os teores de Mn aumentaram com as doses de lodo, aos 4 meses após o plantio, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 10). Aos 34 meses após o plantio, os teores de Mn não foram alterados pelas doses de lodo

nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 11). Para estas camadas de solo, os teores médios de Mn mostraram elevada homogeneidade com CV de 11,6; 10,3 e 4,2 %, respectivamente. Aos 4 e 34 meses após o plantio, os teores semitotais de Mn não correlacionaram-se com os teores extraídos pela solução de DTPA, na camada de 0-0,1 m de profundidade.

Aos 34 meses após o plantio, os teores de Mn foram maiores do que os teores obtidos aos 4 meses, somente, na camada de 0-0,1 m de profundidade (Tabela 11). Provavelmente, a decomposição da serapilheira depositada no solo está liberando Mn. Fato que concorda com os resultados obtidos para os teores semitotais de Mn no solo (Tabelas 7 e 6, respectivamente). Entretanto, para as camadas de 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade, os teores de Mn foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses (Tabela 11). Este resultado indica lixiviação de Mn para camadas mais profundas a 0,1-0,2 m e 0,2-0,4 m, e concorda com os dados obtidos para os teores semitotais de Mn no solo (Tabela 7).

Os teores de Zn no solo aumentaram com as doses de lodo, aos 4 e 34 meses após o plantio, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 10 e 11, respectivamente). Brossi (2008), também, observou alteração dos teores de Zn no solo pelas doses de lodo, aos 34 meses após o plantio do eucalipto. No presente experimento, para ambas as épocas de coleta de solo, houve correlação positiva entre os teores semitotais e os extraídos com solução de DTPA ($r = 0,99$; $p < 0,01$; $r = 0,90$; $p < 0,001$, respectivamente), na camada de 0-0,1 m de profundidade.

Aos 4 meses após o plantio, os maiores teores de Zn extraídos com DTPA foram observados na camada de 0-0,1 m de profundidade (Tabela 10). Não houve lixiviação de Zn para camadas mais profundas a 0-0,1 m. Fato que concorda com os resultados obtidos para os teores semitotais de Zn no solo (Tabela 6). Aos 34 meses após o plantio, os teores de Zn foram maiores do que os teores obtidos aos 4 meses, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade. Este resultado concorda com os dados obtidos para os teores semitotais de Zn (Tabela 7). Também, aos 34 meses após o plantio, os maiores teores de Zn foram observados na camada de 0-0,1 m de profundidade. Não houve lixiviação de Zn no perfil do solo. Os teores semitotais de Zn no solo devem ter sido lixiviados na forma de complexos com substâncias orgânicas solúveis.

Os teores de Cd no solo aumentaram em função das doses de lodo, aos 4 e 34 meses após o plantio, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 10 e 11, respectivamente). Brossi (2008), também, observou alteração dos teores de Cd no solo pelas doses de lodo, aos 34 meses após o plantio do eucalipto. No presente experimento, para ambas as épocas de coleta de solo, houve correlação positiva entre os teores semitotais e os extraídos com solução de DTPA ($r = 0,98$; $p < 0,02$; $r = 0,99$; $p < 0,001$, respectivamente), na camada de 0-0,1 m de profundidade.

Aos 4 meses após o plantio, os maiores teores de Cd extraídos com DTPA foram observados na camada de 0-0,1 m de profundidade (Tabela 12). Não houve lixiviação de Cd. Os teores semitotais de Cd no solo, também, devem ter sido lixiviados na forma de complexos com substâncias orgânicas solúveis. Aos 34 meses após o plantio, os teores de Cd foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses, nos tratamentos com 15,4 e 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo e na camada de 0-0,1 m de profundidade. Houve lixiviação de Cd no perfil do solo.

Os teores de Cr no solo aumentaram com as doses de lodo, aos 4 meses após o plantio, na camada de 0-0,1 m de profundidade (Tabela 12). Aos 34 meses após o plantio, os teores de Cr não foram alterados pelas doses de lodo nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 13). Para estas camadas de solo, os teores médios de Cr mostraram elevada homogeneidade com CV de 4,2; 6,1 e 4,4 %, respectivamente. Aos 4 e 34 meses após o plantio, os teores semitotais de Cr não correlacionaram-se com os teores extraídos pela solução de DTPA, na camada de 0-0,1 m de profundidade.

Aos 4 e 34 meses após o plantio, os maiores teores de Cr extraídos com DTPA foram observados na camada de 0-0,1 m de profundidade (Tabela 12 e 13, respectivamente). Para ambas as épocas de coleta de solo, não houve lixiviação de Cr para camadas mais profundas a 0-0,1 m. Portanto, os teores semitotais de Cr no solo devem ter sido lixiviados no perfil do solo na forma de complexos com substâncias orgânicas solúveis. Aos 34 meses após o plantio, os teores de Cr foram maiores do que os teores obtidos aos 4 meses, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade. Este resultado concorda com os dados obtidos para os teores semitotais de Cr (Tabela 9 e 8, respectivamente).

Tabela 12 – Teores de Cd, Cr, Ni e Pb no solo, extraídos com DTPA, nas profundidades de 0-0,1, 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m, aos 4 meses após o plantio do eucalipto, em função das doses de lodo de esgoto

Profundidade m	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- µg kg ⁻¹ -----					
	Cd					
0-0,1	3,9	9,3	34,0	54,4	0,60***	ns
0,1-0,2	4,7	7,2	8,0	8,7	0,44*	ns
0,2-0,4	1,5	1,6	2,1	2,2	0,14*	ns
	Cr					
0-0,1	17,9	28,6	39,7	44,9	0,92**	ns
0,1-0,2	9,9	10,2	10,9	11,2	ns	ns
0,2-0,4	9,3	10,0	10,0	10,3	ns	ns
	Ni					
0-0,1	63	143	500	1315	0,89*	ns
0,1-0,2	25,8	26,8	28,5	44,9	0,82***	ns
0,2-0,4	13,4	15,9	18,8	18,7	0,74**	ns
	Pb					
0-0,1	790	804	833	1003	0,17**	ns
0,1-0,2	549	600	646	630	ns	ns
0,2-0,4	509	614	612	739	0,19*	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; **significativo a 5 % de probabilidade; *significativo a 10 % de probabilidade; ns = não significativo

Os teores de Ni no solo aumentaram em função das doses de lodo, aos 4 e 34 meses após o plantio, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 12 e 13, respectivamente). Somente, aos 4 meses após o plantio, houve correlação positiva entre os teores semitotais e os extraídos com solução de DTPA ($r = 0,98$; $p < 0,01$), na camada de 0-0,1 m de profundidade.

Aos 34 meses após o plantio, os teores de Ni foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade. Houve lixiviação de Ni para camadas mais profundas a 0-0,1, 0,1-0,2

e 0,2-0,4 m. Este resultado concorda com os dados obtidos para os teores semitotais de Ni no solo (Tabela 9).

Tabela 13 – Teores de Cd, Cr, Ni e Pb no solo, extraídos com DTPA, nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m, aos 34 meses após o plantio do eucalipto, em função das doses de lodo de esgoto

Profundidade m	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- µg kg ⁻¹ -----					
	Cd					
0-0,1	5,3	15,0	21,6	24,4	0,40***	ns
0,1-0,2	4,4	7,0	10,6	13,5	0,41***	ns
0,2-0,4	2,3	4,7	7,2	8,2	0,43***	ns
	Cr					
0-0,1	38,9	41,3	42,7	39,6	ns	ns
0,1-0,2	24,6	25,1	27,5	23,9	ns	ns
0,2-0,4	14,9	15,9	16,4	15,1	ns	ns
	Ni					
0-0,1	36,5	52,8	68,9	71,7	0,50***	ns
0,1-0,2	19,2	22,8	29,9	31,0	0,27***	ns
0,2-0,4	12,2	14,4	17,4	18,3	0,33***	ns
	Pb					
0-0,1	621	640	620	675	ns	ns
0,1-0,2	550	528	509	566	ns	ns
0,2-0,4	548	533	498	563	ns	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; ns = não significativo

Os teores de Pb aumentaram com as doses de lodo, aos 4 meses após o plantio, nas camadas de 0-0,1 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 12). Para a camada de 0,1-0,2 m de profundidade, os teores médios mostraram elevada homogeneidade com CV = 7 %. Aos 34 meses após o plantio, os teores de Pb não foram alterados pelas doses de lodo nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade (Tabela 13), também devido a homogeneidade dos teores médios com CV de 4,0; 4,6 e 5,2 %, respectivamente. Aos 4 e 34 meses após o plantio, os teores

semitotais de Pb não correlacionaram-se com os teores extraídos pela solução de DTPA, na camada de 0-0,1 m de profundidade.

Aos 34 meses após o plantio, os teores de Pb foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses, nas camadas de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m de profundidade. Portanto, houve lixiviação de Pb para camadas mais profundas a 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m.

Geralmente, os solos florestais tratados com lodo apresentam considerável potencial de lixiviação dos elementos químicos ao longo do tempo (McLAREN, CLUCAS; TAYLOR, 2005). No presente experimento, a textura arenosa do solo e a sua baixa capacidade de adsorver os elementos a matriz do solo, favorecem a movimentação destes no perfil do solo (QURESHI et al., 2004). Além disso, o pH reduzido (pH = 3,6 a 3,8) pode aumentar a solubilidade e a mobilidade dos elementos no solo, pois em condições de pH reduzido ocorre decréscimo da atividade de hidroxilas (OH^-) e conseqüentemente o aumento da atividade dos elementos em solução (BASTA; SLOAN, 1999; RICHARDS et al., 2000). Assim, fica explícito que o lodo de esgoto deve ser utilizado em áreas agrícolas de forma responsável e levando em consideração os critérios estabelecidos pela resolução 375 do CONAMA vigente desde 2006.

4.2 Planta

4.2.1 Teores dos elementos potencialmente tóxicos nas folhas

Aos 4 e 43 meses após o plantio do eucalipto, os teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb nas folhas não foram alterados pela aplicação dos fertilizantes minerais nitrogenado e fosfatado. Portanto, para ambas as épocas de amostragem, os dados foram apresentados somente em função das doses de lodo.

Aos 4 meses após o plantio, os teores de Cu nas folhas aumentaram com as doses de lodo (Tabela 14). Para esta época de coleta de folhas, houve correlação positiva entre os teores extraídos pela solução de DTPA e os teores de Cu nas folhas ($r = 0,94$; $p < 0,06$), ou seja, a disponibilidade deste elemento no solo refletiu na sua absorção pelo eucalipto. Os teores de Cu estiveram acima do intervalo de 7,0 a 10,0 mg kg^{-1} adequado para cultura de eucalipto (GONÇALVES; RAIJ; GONÇALVES, 1997). Entretanto, no diagnóstico visual não foi evidenciado

toxicidade do eucalipto por este elemento. Segundo Kloke, Suerbeck e Vetter (1984), plantas sensíveis ao elemento Cu podem ter seu crescimento afetado no intervalo de 15 a 20 mg kg⁻¹ de Cu. Aos 43 meses após o plantio, os teores de Cu não foram alterados pelas doses de lodo (Tabela 15). Nesta época de coleta de folhas, os teores de Cu foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses após o plantio. A diminuição dos teores deste elemento pode ser atribuída ao efeito diluição, que ocorre com o aumento da biomassa (GONÇALVES et al., 2000; ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004).

Tabela 14 – Teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb nas folhas de eucalipto, aos 4 meses após o plantio, em função das doses de lodo de esgoto

4 (meses)	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- mg kg ⁻¹ -----					
Cu	11,8	12,1	12,5	13,3	0,13*	ns
Fe	59,1	59,2	62,2	66,5	0,47***	ns
Mn	364	446	617	680	0,71***	ns
Zn	22,8	28,2	34,8	37,4	0,54***	ns
Cd	0,063	0,072	0,074	0,083	0,31***	ns
Cr	0,105	0,135	0,143	0,157	0,99*	ns
Ni	0,86	0,92	1,01	1,04	0,04*	ns
Pb	1,43	1,47	1,48	2,77	0,24***	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; **significativo a 5 % de probabilidade; *significativo a 10 % de probabilidade ns = não significativo

Os teores de Fe nas folhas aumentaram com as doses de lodo, aos 4 meses após o plantio (Tabela 14). Para esta época de coleta de folhas, houve correlação positiva entre os teores extraídos pela solução de DTPA e os teores de Fe nas folhas ($r = 0,95$; $p < 0,05$), ou seja, a disponibilidade deste elemento no solo refletiu na sua absorção pelo eucalipto. Os teores de Fe estiveram abaixo o intervalo de 150 a 200 mg kg⁻¹ considerado adequado para a cultura de eucalipto (GONÇALVES; RAIJ; GONÇALVES, 1997). Este resultado pode ser atribuído às interações de antagonismos entre Mn e Fe que tem sido observada principalmente em solos ácidos que contém grandes quantidades de Mn disponível (KABATA-PENDIAS;

PENDIAS, 2007). Aos 43 meses após o plantio, os teores de Mn não foram alterados pelas doses de lodo (Tabela 15). Nesta época de coleta de folhas, os teores de Mn foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses após o plantio. A diminuição dos teores deste elemento deve-se ao efeito diluição, que ocorre com o aumento da biomassa (GONÇALVES et al., 2000; ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004).

Tabela 15 – Teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb nas folhas de eucalipto, aos 43 meses após o plantio, em função das doses de lodo de esgoto

43 (meses)	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- mg kg ⁻¹ -----					
Cu	6,69	6,78	6,35	6,98	ns	ns
Fe	55,6	56,1	59,8	55,2	ns	ns
Mn	215	327	244	266	ns	ns
Zn	12,0	12,2	12,9	13,6	0,40*	ns
Cd	0,0239	0,0374	0,0376	0,0386	0,89***	ns
Cr	0,124	0,131	0,141	0,292	0,79***	ns
Ni	0,97	1,35	1,38	1,59	0,69***	ns
Pb	0,110	0,110	0,124	0,133	0,25*	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; *significativo a 10 % de probabilidade; ns = não significativo

Os teores de Mn nas folhas aumentaram com as doses de lodo, aos 4 meses após o plantio (Tabela 14). Este resultado difere dos dados obtidos por Rocha; Gonçalves; Moura (2004). Segundo os autores, os teores de Mn diminuíram com as doses de lodo devido a interação de antagonismo com o Fe e o elevado pH, pois o processo de tratamento do resíduo foi com FeCl₃ e Ca(OH)₂. Anjos e Mattiazzo (2000) também relataram a diminuição de Mn com as doses de lodo tratado com FeCl₃ e Ca(OH)₂ em plantas de milho.

Aos 4 meses após o plantio, houve correlação positiva entre os teores extraídos pela solução de DTPA e os teores de Mn nas folhas ($r = 0,93$; $p < 0,07$), ou seja, a disponibilidade deste elemento no solo refletiu na sua absorção pelo eucalipto. Os teores de Mn estiveram acima do intervalo de 400 a 600 mg kg⁻¹

considerado adequado para cultura de eucalipto (GONÇALVES; RAIJ; GONÇALVES, 1997). A elevada disponibilidade de Mn para as plantas de eucalipto pode ser explicada pelo reduzido pH do solo, pois aos 4 meses após o plantio não houve alterações significativas do pH pelas doses de lodo, permanecendo em média igual a 4. Segundo Wadt e Novais (1997), o nível crítico de toxidez do teor de Mn nas plantas de eucaliptos é de 675 mg kg^{-1} , ou seja, acima deste valor pode ocorrer excesso ou toxicidade de Mn para as árvores. No tratamento com dose de $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo o teor de Mn foi maior do que o nível crítico de toxidez (Tabela 15). Entretanto, o diagnóstico visual não evidenciou toxicidade do eucalipto pelo Mn.

Aos 43 meses após o plantio, os teores de Mn não foram alterados pelas doses de lodo (Tabela 15). Nesta época de coleta de folhas, os teores de Mn foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses após o plantio. A diminuição dos teores deste elemento deve-se ao efeito diluição, que ocorre com o aumento da biomassa (GONÇALVES et al., 2000; ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004).

Aos 4 e 43 meses após o plantio, os teores de Zn nas folhas aumentaram com as doses de lodo (Tabela 14 e 15, respectivamente). Nogueira et al. (2008) também observou que os teores de Zn nas plantas de milho foram alterados pelas doses de lodo.

Aos 4 meses após o plantio, houve correlação positiva entre os teores extraídos pela solução de DTPA e os teores de Zn nas folhas ($r = 0,99$; $p < 0,005$), ou seja, a disponibilidade deste elemento no solo refletiu na sua absorção pelo eucalipto. Nesta época de coleta de folhas, nos tratamentos com doses de $15,4$ e $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo, os teores de Zn estiveram dentro do intervalo de 35 a 50 mg kg^{-1} considerado adequado para a cultura de eucalipto (GONÇALVES; RAIJ; GONÇALVES, 1997), e nos tratamentos testemunha absoluta e com $7,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo, os teores deste elemento estiveram abaixo do intervalo considerado adequado (Tabela 14). Este resultado pode ser explicado devido a dose $7,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo fornecer menor quantidade Zn ($7,6 \text{ kg ha}^{-1}$) do que as doses de $15,4$ e $23,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo ($15,2$ e $22,8 \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente) para o solo. A deficiência de Zn nas plantas geralmente é observada quando o seu teor é menor que 20 mg kg^{-1} (VITOSH; WARNCKE; LUCAS, 1994), ou seja, no presente experimento não houve deficiência de Zn para as plantas de eucalipto. Aos 43 meses após o plantio, os teores de Zn foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses após o plantio.

Este resultado deve-se ao efeito diluição, que ocorre com o aumento da biomassa (GONÇALVES et al., 2000; ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004).

Os teores de Cd nas folhas aumentaram em função das doses de lodo, aos 4 e 43 meses após o plantio (Tabela 14 e 15, respectivamente). No trabalho de Andrade e Mattiazzo (2000) e Molina et al. (2006), os teores de Cd não foram detectados nas folhas de eucalipto, pois os teores estiveram abaixo do limite de determinação do método analítico utilizado.

Aos 4 meses após o plantio, houve correlação positiva entre os teores extraídos pela solução de DTPA e os teores de Cd nas folhas ($r = 0,92$; $p < 0,08$), ou seja, a disponibilidade deste elemento no solo refletiu na sua absorção pelo eucalipto. Os teores de Cd nas folhas de eucalipto estiveram dentro do intervalo de 0,01 a 0,2 mg kg⁻¹ considerado como normal para os tecidos de folhas maduras generalizado para várias espécies de plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Aos 43 meses após o plantio, os teores de Cd foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses após o plantio. Este resultado deve-se ao efeito diluição, que ocorre com o aumento da biomassa (GONÇALVES et al., 2000; ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004).

Os teores de Cr nas folhas aumentaram em função das doses de lodo, aos 4 e 43 meses após o plantio (Tabela 14 e 15, respectivamente). No trabalho de Andrade e Mattiazzo (2000) e Molina et al. (2006), os teores de Cr não foram detectados nas folhas de eucalipto, pois os teores estiveram abaixo do limite de determinação do método analítico utilizado. Nogueira et al. (2008), também, não detectaram teores de Cr em plantas de milho devido ao método analítico utilizado.

Aos 4 meses após o plantio, houve correlação positiva entre os teores extraídos pela solução de DTPA e os teores de Cr nas folhas ($r = 0,96$; $p < 0,03$), ou seja, a disponibilidade deste elemento no solo refletiu na sua absorção pelo eucalipto. Os teores de Cr nas folhas de eucalipto estiveram dentro do intervalo de 0,1 a 0,5 mg kg⁻¹ considerado como normal para os tecidos de folhas maduras generalizado para várias espécies de plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Aos 43 meses após o plantio, os teores de Cr foram maiores do que os teores obtidos aos 4 meses após o plantio. Entretanto, os teores permaneceram dentro do intervalo considerado normal para plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

O Cr⁺³ é pouco móvel no solo em comparação aos outros metais e em consequência disso a absorção e a translocação de Cr pelas plantas são muito

baixas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2007; SOON; ABOUD, 1993). A absorção de Cr pelas raízes das plantas depende da conversão da Cr^{+3} para Cr^{+2} que é influenciada pelo pH e matéria orgânica do solo. Portanto, no presente trabalho, a disponibilidade de Cr para as plantas de eucalipto pode ter sido alterada pelo pH do solo, pelo potencial de oxidação-redução, pela matéria orgânica, pela textura do solo, pela composição mineral, pela temperatura, e pelo regime de águas. Além disso, o estágio de desenvolvimento da planta, tempo de exposição e a espécie química deste elemento podem interferir na sua distribuição na planta (ALLOWAY, 1995).

Os teores de Ni nas folhas aumentaram em função das doses de lodo, aos 4 e 43 meses após o plantio (Tabela 14 e 15, respectivamente). Aos 4 meses após o plantio, não ocorreu correlação entre os teores extraídos pela solução de DTPA e os teores de Ni nas folhas. Os teores de Ni nas folhas de eucalipto estiveram dentro do intervalo de 0,1 a 5 mg kg^{-1} considerado como normal para os tecidos de folhas maduras generalizado para várias espécies de plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Aos 43 meses após o plantio, os teores de Ni foram maiores do que os teores obtidos aos 4 meses após o plantio. Entretanto, os teores permaneceram dentro do intervalo considerado normal para plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Os teores de Pb nas folhas aumentaram em função das doses de lodo, aos 4 e 43 meses após o plantio (Tabela 14 e 15, respectivamente). Aos 4 meses após o plantio, houve correlação positiva entre os teores extraídos pela solução de DTPA e os teores de Pb nas folhas ($r = 0,99$; $p < 0,01$), ou seja, a disponibilidade deste elemento no solo refletiu na sua absorção pelo eucalipto. Os teores de Pb nas folhas de eucalipto estiveram abaixo do intervalo de 5 a 10 mg kg^{-1} considerado como normal para os tecidos de folhas maduras generalizado para várias espécies de plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Aos 43 meses após o plantio, os teores de Pb foram menores do que os teores obtidos aos 4 meses após o plantio. Este resultado deve-se ao efeito diluição, que ocorre com o aumento da biomassa (GONÇALVES et al., 2000; ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004).

4.2.2 Biomassa total (lenho, casca, galho, folha) e acúmulo de elementos potencialmente tóxicos

Aos 43 meses após o plantio do eucalipto, a biomassa total (lenho, casca, galho, folha) e o acúmulo de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na biomassa total não foram alterados pela aplicação dos fertilizantes minerais nitrogenado e fosfatado, sendo os resultados apresentados somente em função das doses de lodo.

Aos 43 meses após o plantio, a biomassa dos componentes das árvores de eucalipto (lenho, casca, folha, galho) aumentou com as doses de lodo (Tabela 16). A maior produção de matéria seca dos componentes das árvores foi observada no tratamento com 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo.

Tabela 16 – Matéria seca de lenho (MSLe), casca (MSC), galho (MSG), folha (MSF) e biomassa total (BT), aos 43 meses após o plantio do eucalipto, em função das doses de lodo de esgoto e as porcentagens que cada componente representa em relação a biomassa total

43 (meses)	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- Mg ha ⁻¹ -----					
MSLe	48,8	52,3	52,6	53,4	0,39***	ns
MSC	7,11	7,60	7,63	7,73	0,42***	ns
MSG	3,62	4,20	4,24	4,34	0,39***	ns
MSF	3,60	3,93	3,98	4,02	0,36***	ns
BT	63,2	68,0	68,4	69,5	0,41***	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; ns = não significativo

A classificação dos componentes das árvores de eucalipto em relação à biomassa total não foi alterada pelas doses de lodo, assim em todos os tratamentos foi mantida a seqüência lenho>casca>galho>folha. Fato que concorda com os dados obtidos por Soares e Oliveira (2002) e Lira, Guedes e Schalch (2008).

No tratamento com 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo a biomassa total de lenho (lenho + casca) foi de 61,1 Mg ha⁻¹ (Tabela 17), o que resultou em um incremento médio anual de 18 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de madeira com casca para todos os tratamentos. Guedes (2005), observou que os eucaliptos tratados com 10 Mg ha⁻¹ de lodo

produziram uma fitomassa total de tronco acumulado em cinco anos de 94,9 Mg ha⁻¹. Santana, Barros e Neves (1999), estudando *Eucalyptus grandis* com 6,5 anos em cinco sítios no interior do estado de São Paulo, encontraram valores variando de 95 a 206 Mg ha⁻¹ de matéria seca de tronco. Os resultados obtidos pelos trabalhos citados anteriormente concordam com os dados obtidos no presente experimento, pois com um incremento médio anual de 18 Mg ha⁻¹ de madeira estimou-se um acúmulo da biomassa total de lenho aos 5 e 6,5 anos de 90 e 117 Mg ha⁻¹, respectivamente.

A menor produção da biomassa total foi obtida no tratamento testemunha absoluta devido a não entrada dos nutrientes no sistema via adubo mineral e, ou, lodo de esgoto. A biomassa total no tratamento com 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo, de aproximadamente 70 Mg ha⁻¹, concorda com os dados obtidos por Gou, Sims e Horne (2002) que observaram acúmulo de 72 Mg ha⁻¹ de biomassa total para a espécie de *Eucalyptus globulus* de três anos de idade, irrigado com efluente de frigorífico. Laclau, Bouillet e Ranger (2000), relataram uma produção de 60 Mg ha⁻¹ para a biomassa total de um clone de um híbrido do gênero *Eucalyptus* com quatro anos de idade plantado no Congo.

Aos 43 meses após o plantio, os acúmulos de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na biomassa total das árvores de eucalipto foram alterados pelas doses de lodo (Tabela 17).

Os maiores acúmulos foram observados no tratamento com 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo, onde obteve-se maior produção de biomassa (Tabela 16). Este resultado concorda com os dados de Zn obtidos por Guedes (2005), aos cinco anos após o plantio de eucalipto tratado com lodo. Santana, Barros e Neves (1999) observaram que os acúmulos de nutrientes no tronco do eucalipto foram maiores nos sítios mais produtivos e nos materiais genéticos mais resistentes. Esses resultados mostram a existência de uma estreita relação entre a produção de biomassa e o acúmulo de elementos químicos nas árvores de eucalipto. Entretanto, não foi observado prejuízos na produção da biomassa total devido a eventuais efeitos fitotóxicos.

Tabela 17 – Acúmulo de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na biomassa total, aos 43 meses após o plantio, em função das doses de lodo de esgoto

43 (meses)	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- g ha ⁻¹ -----					
Cu	158	165	165	169	0,19***	ns
Fe	1101	1146	1153	1177	0,16**	ns
Mn	7884	8104	8118	8226	0,17**	ns
Zn	373	388	394	399	0,17***	ns
Cd	1,20	1,30	1,32	1,34	0,41*	ns
Cr	37,9	39,6	39,5	39,7	0,09*	ns
Ni	25,7	26,7	26,7	27,4	0,22**	ns
Pb	170	193	195	199	0,36***	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; **significativo a 5 % de probabilidade; *significativo a 10 % de probabilidade; ns = não significativo

4.3 Serapilheira

4.3.1 Teores de elementos potencialmente tóxicos

Aos 46 meses após o plantio do eucalipto, os teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na serapilheira não foram alterados pela aplicação dos fertilizantes minerais nitrogenado e fosfatado, sendo os resultados apresentados somente em função das doses de lodo.

Os teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na serapilheira acumulada foram alterados pelas doses de lodo, aos 46 meses após o plantio (Tabela 18). Estes resultados concordam com os dados de Zn obtidos por Rezende (2005). O incremento dos teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na serapilheira devem-se a contribuição do lodo na absorção dos elementos pelo sistema radicular das plantas de eucalipto, pois quantidades de até 20,4; 371; 11,2; 22,8; 0,25; 2,6; 0,60 e 2,0 kg ha⁻¹, respectivamente, foram adicionadas via lodo.

Tabela 18 – Teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na serapilheira, aos 46 meses após o plantio, em função das doses de lodo de esgoto

46 (meses)	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- mg kg ⁻¹ -----					
Cu	1,00	1,26	8,62	9,18	0,76***	ns
Fe	597	796	828	1071	0,48*	ns
Mn	407	485	516	536	0,40*	ns
Zn	12,0	14,8	15,1	18,4	0,88***	ns
Cd	0,10	0,12	0,13	0,15	0,92***	ns
Cr	1,29	1,32	1,66	2,14	0,82**	ns
Ni	1,18	1,26	1,34	1,45	0,53***	ns
Pb	2,92	3,17	3,22	3,35	0,29*	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; **significativo a 5 % de probabilidade; *significativo a 10 % de probabilidade; ns = não significativo

4.3.2 Biomassa total de serapilheira e acúmulo de elementos potencialmente tóxicos

Aos 46 meses após o plantio do eucalipto, a biomassa total e o acúmulo de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na serapilheira não foram alterados pela aplicação dos fertilizantes minerais nitrogenado e fosfatado. Assim, os dados foram apresentados somente em função das doses de lodo.

A biomassa total da serapilheira acumulada na superfície do solo não foi alterada pelas doses de lodo aos 46 meses após o plantio (Tabela 19). Os acúmulos de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na serapilheira aumentaram com as doses de lodo. O resultado para Zn concorda com os dados obtidos por Guedes (2005) e Rezende (2005).

Analisando-se as médias de biomassa total da serapilheira acumulada aos 46 meses após o plantio, observou-se que maior quantidade de serapilheira foi obtida no tratamento com dose de 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo (Tabela 19). Este resultado concorda com os dados obtidos de acúmulo de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na serapilheira, ou seja, o efeito do lodo sobre os acúmulos destes elementos na

serapilheira acumulada sobre o solo foi maior no tratamento com 23,1 Mg ha⁻¹ de lodo. Esta relação entre a biomassa total da serapilheira acumulada no solo e os acúmulos de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na serapilheira, também foi observada por Guedes (2005) no estudo de acúmulo de Zn na serapilheira aos cinco anos após o plantio de eucalipto.

Tabela 19 – Biomassa total (BTS) e acúmulo de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na serapilheira, aos 46 meses após o plantio, em função das doses de lodo de esgoto

46 (meses)	Doses de lodo (Mg ha ⁻¹)				Termo de regressão (R ²)	
	0	7,7	15,4	23,1	Linear	Quadrático
	----- Mg ha ⁻¹ -----					
BTS	14,8	15,1	15,2	15,5	ns	ns
	----- kg ha ⁻¹ -----					
Cu	113	138	151	160	0,82***	ns
Fe	9054	9447	9584	18541	0,78***	ns
Mn	5890	6573	8260	8484	0,60***	ns
Zn	185	227	235	323	0,80***	ns
Cd	1,6	1,9	2,3	3,0	0,64***	ns
Cr	17,4	18,3	22,1	57,3	0,86***	ns
Ni	15,6	14,4	19,0	25,8	0,79***	ns
Pb	39,6	45,9	50,0	69,8	0,79***	ns

***significativo a 1 % de probabilidade; *significativo a 10 % de probabilidade; ns = não significativo

O efeito positivo do lodo sobre o acúmulo de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na serapilheira pode ser atribuído as elevadas cargas destes elementos no lodo que foi adicionado ao solo. Além disso, a baixa mobilidade destes elementos na planta pode favorecer o acúmulo destes nos tecidos senescentes que formam a serapilheira, Portanto, provavelmente houve a ciclagem de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb pela decomposição da serapilheira aos 46 meses após o plantio e o retorno destes elementos para o solo pode ser proporcional as doses de lodo. Fato que concorda com os dados obtidos por Guedes (2005).

4.4 Volume de madeira

Aos 43 meses após o plantio, as médias de volume de madeira com casca (VCC), em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, variaram de 139 a 162, de 148 a 177, de 153 a 175 e de 154 a 175 para as doses de lodo de 0; 7,7; 15,4 e 23,1 t ha^{-1} , respectivamente (Tabela 20). Para as doses de adubo mineral nitrogenado de 0; 46,9; 95,1 e 142 kg ha^{-1} de N, na forma de uréia, os dados de VCC variaram de 141 a 177, de 139 a 173, de 146 a 175 e de 147 a 175 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, respectivamente. Com relação às doses de adubo mineral fosfatado de 0; 28; 55,9 e 84 kg ha^{-1} de P_2O_5 , na forma de superfosfato triplo, os resultados de VCC variaram de 139 a 167, de 149 a 177, de 145 a 174 e de 148 a 175 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, respectivamente,

Polglose e Myers (1995) observaram uma produção de 64 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de madeira de eucalipto irrigado com efluente proveniente de estação de tratamento de esgoto, aos 34 meses de idade. Guedes e Poggiani (2003) relataram um volume de madeira variando entre 15 e 20 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ nos tratamentos com doses de lodo, aos 18 meses de idade. Guedes (2005) observou produção superior a 64 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de madeira de eucalipto tratado com 10 e 40 Mg ha^{-1} de lodo, aos 34 meses após o plantio. Silva et al. (2008) relataram um volume de madeira de eucalipto superior a 30 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ para os tratamentos com 10, 20 e 30 Mg ha^{-1} de lodo úmido e seco, aos 18 meses de idade. Portanto, os volumes de madeira com casca obtidos no presente trabalho, aos 43 meses após o plantio, concordam com os dados relatados nos trabalhos citados anteriormente, principalmente para o tratamento com 7,7 e 15,4 Mg ha^{-1} de lodo.

O estudo de modelagem de superfície de resposta demonstrou efeitos dos tratamentos sobre o volume de madeira de eucalipto com casca, aos 43 meses após o plantio, sendo que os maiores incrementos foram causados pelas doses de lodo, seguindo pelas doses de fósforo. Foram observados efeitos lineares e quadráticos, conforme eq. (4).

$$\text{VCC} = 144,86 + 1,937L + 0,2671P - 0,06053L^2 - 0,00236P^2 \quad (R^2 = 0,56; p < 0,0001) \quad (4)$$

Tabela 20 - Produtividade média de madeira de eucalipto com casca (VCC), em função das doses de lodo de esgoto, de nitrogênio e de fósforo, aos 43 meses após o plantio

Lodo (Mg ha ⁻¹)	Nitrogênio (kg ha ⁻¹ de N)	Fósforo (kg ha ⁻¹ de P ₂ O ₅)			
		0	28	55,9	84
		----- m ³ ha ⁻¹ -----			
0	0	141	151	153	154
	46,9	139	150	145	149
	95,1	146	155	152	148
	142	147	149	162	150
7,7	0	149	177	168	151
	46,9	159	155	156	148
	95,1	154	165	174	173
	142	158	164	170	162
15,4	0	166	164	166	157
	46,9	154	153	172	173
	95,1	158	168	166	167
	142	165	162	167	175
23,1	0	167	158	157	154
	46,9	155	157	162	166
	95,1	156	161	173	176
	142	166	162	166	160

Coefficiente de variação = 7 %

Analisando-se os fatores dose de lodo e P dois a dois e fixando-se o nível de um dos fatores, obtiveram-se os seguintes resultados: a) observou-se que o aumento no volume de madeira com casca, causado pelas doses de lodo, ocorreu para todas as doses de P; e b) observou-se que o aumento no volume de madeira com casca causado pelas doses de P ocorreu para as doses 0 e 7,7 Mg ha⁻¹ de lodo (Tabela 21).

Tabela 21 - Dados médios e estimados do volume de madeira com casca (VCC), aos 43 meses após o plantio dos eucaliptos, em função das doses de lodo de esgoto (L) e de adubo mineral fosfatado (P)

Lodo (Mg ha ⁻¹)	Fósforo (P ₂ O ₅ , kg ha ⁻¹)				Efeito de P	
	0	28	55,9	84	Linear	Quadrático
	----- m ³ ha ⁻¹ -----					
0	143 ¹ (145)	151 (150)	153 (152)	150 (151)	*	ns
7,7	155 (156)	165 (162)	167 (164)	159 (162)	*	**
15,4	161 (160)	162 (166)	168 (168)	168 (166)	ns	ns
23,1	161 (157)	160 (163)	164 (165)	164 (163)	ns	ns
Efeito de L	Linear	**	*	**	*	
	Quadrático	*	**	**	ns	

¹Valor, entre parênteses, estimado com base na equação de superfície de resposta: $VCC = 144,9 + 1,94L + 0,267P - 0,061L^2 - 0,002P^2$, ns = p > 0,10; * = p ≤ 0,10; ** = p ≤ 0,05; *** = p < 0,01

O volume máximo de madeira de eucalipto com casca estimado pelo modelo estatístico foi de 168 m³ ha⁻¹, na condição da aplicação de 15,4 Mg ha⁻¹ de lodo, com a complementação, via fertilizante mineral, de 55,9 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e dispensando-se aplicação de N na forma de uréia (Tabela 21). A dose 100 % de lodo, recomendada com base no critério do N, proporcionou volume de madeira com casca 18 % maior do que o tratamento com aplicação de adubo mineral de modo convencional (150 m³ ha⁻¹ de madeira), com redução de 33 % da dose de adubo mineral fosfatado recomendado para o eucalipto e 100% do adubo mineral nitrogenado. Todavia, uma análise mais detalhada dos dados, poderia sugerir que a melhor condição fosse a aplicação de 7,7 Mg ha⁻¹ de lodo e de 28 kg ha⁻¹ de P₂O₅, sem adição de N, para obter-se o volume de madeira estimado de 162 m³ ha⁻¹, ou seja, a dose 50 % de lodo, recomendada com base no critério do N, proporcionou volume de madeira com casca 8 % maior que o tratamento com aplicação de adubo mineral de modo convencional, com redução de 66 % da dose de adubo mineral fosfatado recomendado para o eucalipto e 100% do adubo mineral nitrogenado.

A aplicação de $7,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo ao solo não causou prejuízos a produção de madeira e proporcionou redução da quantidade de fertilizante fosfatado aplicado ao solo. Além disso, esta dose de lodo pode contribuir para o menor acúmulo no solo de elementos potencialmente tóxicos, que com o tempo de contato podem tornar-se disponíveis as plantas e animais e também serem lixiviados no perfil do solo, contaminando águas subterrâneas.

A diferença na produção de madeira entre os tratamentos testemunha absoluta e com adubo mineral foi de 6 %, valor considerado baixo (Tabela 20), Provavelmente, a aplicação de N na forma de uréia e sem incorporação ao solo pode ter favorecido as perdas deste elemento por volatilização e por lixiviação, devido às precipitações de chuvas bem distribuídas no local do experimento (Figura 1). As perdas de N na forma de uréia em agrossistemas foi observada no trabalho de Sangoi et al. (2003). É relevante ressaltar que no caso do lodo, a mineralização gradual deste resíduo orgânico evita as perdas de N por estes processos.

Além disso, no tratamento testemunha absoluta, em virtude das condições de manejo mínimo adotadas na área experimental, o N pode ter sido disponibilizado a partir da decomposição, lenta e gradual, da enorme gama de resíduos vegetais deixados na superfície e na camada superior do solo, pois a permanência de folhas, galhos e casca no campo, com a colheita somente do lenho, permite maior sustentabilidade do sistema devido à manutenção de nutrientes na área (GATTO et al., 2003).

A aplicação de P é muito importante para o crescimento dos eucaliptos, principalmente, em solos arenosos de baixa fertilidade, tal como os solos de floresta (VAZ; GONÇALVES, 2002; SOARES, 2003; ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004). A carência de P pode causar limitações severas no desenvolvimento das mudas dos eucaliptos. Guedes (2000) constatou o efeito positivo do lodo de esgoto sobre o crescimento dos eucaliptos, somente, 10 meses após sua aplicação nas entrelinhas de plantio. O mesmo autor sugeriu ser mantida a adubação mineral de base, visando estimular o crescimento inicial das árvores tratadas com lodo de esgoto aplicado nas entrelinhas. Entretanto, possibilidade de redução de doses de P foram observadas por Silva et al. (2008) aplicando dose de 10 Mg ha^{-1} de lodo, na linha de plantio, dispensando o adubo fosfatado. O mesmo autor, concluiu que o lodo aplicado na linha de plantio foi capaz de suprir as exigências nutricionais para o desenvolvimento dos eucaliptos. No presente experimento, a dose de $7,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de

lodo, aplicada a 20 cm da linha de plantio, favoreceu redução de 66 % do adubo fosfatado aplicado ao solo.

Esses diferentes resultados podem ser atribuídos a forma de aplicação do lodo de esgoto ao solo e ao tipo de lodo utilizado. O P é um elemento pouco móvel no solo. A aplicação de P via lodo, na linha de plantio, facilita o processo de interceptação radicular (contato íon-raiz) e, conseqüentemente, a absorção deste elemento pelas plantas de eucalipto. Além disso, o teor de P no lodo de esgoto pode variar em função da origem do esgoto e do processo de tratamento do mesmo. No presente experimento, o lodo apresentou quantidade de $8,1 \text{ g kg}^{-1}$ de P (Tabela 4), portanto, a aplicação de 7,7; 15,4 e 23,1 Mg ha^{-1} de lodo forneceram, aproximadamente, 143, 285 e 427 kg ha^{-1} de P_2O_5 ao solo, respectivamente. Portanto, o efeito positivo de P sobre o volume de madeira com casca (Tabela 21), aos 43 meses após o plantio, além dos tratamentos sem lodo, somente ocorreu para a dose 7,7 Mg ha^{-1} de lodo. Este fato deve-se ao teor de P no lodo, pois as doses de 15,4 e 23,1 Mg ha^{-1} de lodo podem ter fornecido P suficiente para nutrir as plantas de eucalipto.

Contudo, o efeito do P foi relativamente baixo. O nutriente que mais limitou o crescimento do eucalipto foi o N, nutriente que foi fornecido pelo. Este resultado concorda com a produção de biomassa total pela soma dos componentes das árvores (Tabela 16). Pela “lei do mínimo”, o efeito positivo de P do adubo fosfatado sobre o volume de madeira com casca não foi maior devido à limitação do N. Portanto, o lodo de esgoto supriu as plantas de eucalipto, simultaneamente, com N e P.

O volume futuro de madeira com casca (VFCC), ao final do ciclo de 7 anos, não foi alterado pela aplicação dos fertilizantes minerais nitrogenado e fosfatado. O estudo de modelagem de superfície de resposta demonstrou efeitos dos tratamentos sobre o volume de madeira de eucalipto com casca, onde os maiores incrementos foram causados pelas doses de lodo. Foram observados efeitos lineares e quadráticos, conforme eq. (5).

$$\text{VFCC} = 432,63 + 4,2599L - 0,1234L^2 \quad (R^2 = 0,49; p < 0,0001) \quad (5)$$

O modelo de previsão tem bom ajuste para prever de modo abrangente o volume futuro de madeira com casca para as doses de 7,7; 15,4 e 23,1 Mg ha^{-1} de

lodo, que equivaleram a 459, 470 e 467 m³ ha⁻¹. A produção esperada do volume futuro de madeira com casca para o final do ciclo de 7 anos foi da ordem de 32, 34 e 34 %, respectivamente, maior do que a produção esperada para área de plantio comercial de eucalipto da Suzano (50 m³ ha⁻¹ ano⁻¹). Porém, este modelo deve ter pouca sensibilidade para discriminar, no futuro, a diferença de cerca de 7 m³ ha⁻¹ entre tratamentos sem lodo e tratamento com dose de 84 kg ha⁻¹ de P₂O₅, observado na produção de volume de madeira com casca aos 43 meses após o plantio (Tabela 21). Todavia, este efeito de P deverá ter reflexos no volume final do ciclo de 7 anos.

5 CONCLUSÃO

A aplicação de lodo de esgoto, dentro dos critérios técnicos, não resulta em contaminação do ambiente florestal, solo-planta, pelos elementos potencialmente tóxicos Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb.

A aplicação do lodo de esgoto resulta no aumento do acúmulo de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na biomassa total de serapilheira e no retorno dos elementos ao solo.

A aplicação de lodo de esgoto resulta no aumento da matéria seca de lenho, casca, folha e galho e, em combinação com adubos minerais NPK, aumenta a produtividade do volume de madeira com casca.

A dose de 50% de lodo, recomendada pelo critério de N, possibilita reduzir o uso de fertilizantes nitrogenado e fosfatado, respectivamente, em 100% e 66%, associado com aumento de 8 % no volume de madeira com casca, em relação ao adubo NPK convencional.

REFERÊNCIAS

ABREU JUNIOR, C.H.; BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J.C. Uso agrícola de resíduos orgânicos: propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v.4, p.391-479, 2005.

ABREU JUNIOR, C.H.; SILVA, C.R.; GOMES, T.F.; BOARETTO, A.E.; GINÉ, M.F.; MURAOKA, T.; FERNANDES, H.M.G. Análise química de elementos potencialmente tóxicos por espectrometria de massas com plasma acoplado indutivamente. In: SILVA, F.C. (Ed.). **Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA, 2009. cap.8, p.481-531.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. 2 ed. New York: Blackie Academic & Professional, 1995. 368p.

ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantas florestais de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.58, p.59-72, 2000.

ANDRADE, C.A. **Nitratos e metais pesados no solo e em plantas de Eucalyptus grandis após aplicação de biossólido da ETE de Barueri**. 1999. 65f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

ANDRADE, C.A. **Fração orgânica de biossólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um Latossolo cultivado com eucalipto**. 2004, 121f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

ANJOS, A.R.M.; MATTIAZZO, M.E. Metais pesados em plantas de milho cultivadas em Latossolo repetidamente tratados com biossólido. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.57, n.4, p.769-776, 2000.

ARAÚJO, G.C.L. et al. Effect of acid concentration on closed-vessel microwave-assisted digestion of plant materials. **Spectrochimica Acta, Part B**, Oxford, v.57, n.12, p.2121-2132, 2002.

ASHWORTH, D.J., ALLOWAY, B.J. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. **Environmental Pollution**, London, v.127, p.137-144, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. Anuário estatístico da ABRAF: ano base 2007. Brasília: ABRAF, 2008. 90p. <http://www.abraflor.org.br/estatisticas.asp> (02 de maio de 2009).

BASTA, N.T.; SLOAN, J.J. Bioavailability of heavy metals in strongly acidic soils treated with exceptional quality biosolids. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.28, p.633-638.

BERTOLINO, M.L. A questão ambiental: florestas e biodiversidade. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO, 1, 2007, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2007. p. 245-252.

BETTIOL, W.; CARVALHO, P.C.T. Resíduo orgânico como fertilizante para a cultura do milho (*Zea mays* L.) híbrido HMDO 7974. **Fertilizantes**, São Paulo, v.4, n.1, p.14-15, 1982.

BETTIOL, W; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 312p.

BOARETTO, A.E. **Uso de lodo de esgoto como fertilizante**. Botucatu, FINEP, 1986. 185p.

BRAMRYD, T. Effects of liquid and dewatered sewage sludge applied to a Scots pine stand (*Pinus sylvestris* L.) in Central Sweden. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 147, p.197-216, 2001.

BROSSI, M. J. L. **Ecotoxicologia de um sistema florestal de eucalipto tratado com lodo de esgoto**. 2008. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo, Piracicaba.

CAMPOS, F.S.; ALVES, M.C. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.1389-1397, 2008.

CARVALHO, P.C.T.; BARRAL, M.F. Aplicação do resíduo orgânico como fertilizante. **Fertilizantes**, São Paulo, v.3, n.2, p.3-5, 1981.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Norma P.4230**: Aplicação de biossólido de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação. São Paulo, 1999. 35p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Decisão de diretoria Nº195-2005- E, de 23 de novembro de 2005. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf>. Acesso em: 17 de junho de 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução 375**: Uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados: critérios para projeto e operação. Brasília, 2006. 31p.

DAY, P.R. Particle fractionation and particle-size analysis. In: BLACK, C.A. (Ed.). **Methods of Soil Analysis**: Part 1. Madison: ASA, 1965. p.545-567.

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

GATTO, A.; BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F.; COSTA, L.M.; NEVES, J.C.L. Efeito do método de preparo do solo, em área de reforma, nas suas características, na composição mineral e na produtividade de plantações de *Eucalyptus grandis*. **Revista Árvore**, Viçosa, v.27, n.5, p.635-646, 2003.

GONÇALVES, J.L.M.; RAIJ, B. van; GONÇALVES, J.C. Florestais. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2 ed. Campinas: Instituto Agromômico de Campinas, Fundação IAC, 1997. p.245-260. (Boletim Técnico, 100).

GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L.; BENEDETTI, V.; FESSEL, V.A.G.; GAVA, J.L. Reflexos do cultivo mínimo e intensivo do solo em sua fertilidade e na nutrição das árvores. In: GONÇALVES, J.L.M. e BENEDETTI, V. (Ed). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, 2000. p.1-57.

GOU, L.B.; SIMS, R.E.H.; HORNE, D.J. Biomass production and nutrient cycling in Eucalyptus short rotation energy forests in New Zealand. I: biomass and nutrient accumulation. **Bioresource Technology**, Essex, v.85, p.273-283, 2002.

GRAY, C.W.; McLAREN, R.G.; ROBERTS, A.H.C.; CONDRON, L.M. Sorption and desorption of cadmium from some New Zealand soils: effect of pH and contact time. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v.36, p.199-216, 1998.

GUEDES, M.C.; POGGIANI, F. Variação dos teores de nutrientes foliares em eucalipto fertilizado com bioossólido. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n.63, p.188-201, 2003.

GUEDES, M.C. **Ciclagem de nutrientes após aplicação de lodo de esgoto (bioossólido) sobre Latossolo cultivado com *Eucalyptus grandis***. 2005. 154f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GUEDES, M.C.; ANDRADE, C.A.; POGGIANI, F.; MATTIAZZO, M.E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p.267-280, 2006.

HENRY, C.L.; COLE, D.W.; HARRISON, R.B. Use of municipal sludge to restore and improve site productivity in forestry: the Park Forest Sludge Research Program. **Forest ecology and Management**, Amsterdam, v.66, p.137-149, 1994.

ISEA, D.; VARGAS, L.; BELLO, N.; DELGADO, J.G. Lixiviación de metales no nutrientes en suelos sometidos a riego con aguas residuales tratadas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. **Anais**. Porto Alegre: ABES, 2000.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3 ed. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2001. 331p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. (Ed) **Trace elements from soil to human**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2007. 450p.

KLOKE, A.; SUERBECK, D.R.; VETTER, H. The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. In: NRIAGU, J.O. (Ed). **Changing metal cycles and human health**. Heidelberg: Dahlem Konferenzen, Springer-Verlag, 1984, p.113-114.

KRAY, C.H.; TEDESCO, M.J.; BISSANI, C.A.; PAJARA, F.D.; SCOLMEISTER, D. Lixiviação de metais pesados em solos com aplicação de composto de lixo e lodo de estação de tratamento de esgoto (compact disc). In: FERTBIO, Lages, 2004. **Resumos**. Lages: SBCS/UDESC, 2004.

LACLAU, J.P.; BOUILLET, J.P.; RANGER, J. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of Eucalyptus in Congo. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.128, p.181-196, 2000.

LADEIRA, H. **Quatro décadas de engenharia floresta no Brasil**. Viçosa: Sociedade de Investigações Florestais, 2002. 207p.

LASAT, M.M. Phytoextraction of metal from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. **Journal of Hazardous Substance Research**, Manhattan, v.2, p.1-25, 2000.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.42, p.421-428, 1978.

LIRA, A.C.S.; GUEDES, M.C.; SCHALCH, V. Reciclagem de lodo de esgoto em plantações de eucalipto: carbono e nitrogênio. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v.13, n.2, p.207-216, 2008.

MARTINS, A. L.C.; BATAGLIA, O.C.; CAMARGO, O.A. Fitodisponibilidade de cobre, níquel e zinco em um Latossolo Vermelho tratado com lodo de esgoto e calagem. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.60, n.4, p.747-754, 2003.

MATTIAZZO-PREZOTTO, M.E. **Comportamento de cobre, cádmio, crômio, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH**. 1994. 197 p. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1994.

McBRIDE, M.B.; RICHARDS, B.K.; STEENHUIS, T.; RUSSO, J.; SAUVÉ, S. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. **Soil Science**, New Brunswick, v.162, n.7, p.487-500, 1997.

McLAREN, R.G.; CLUCAS, L.M.; TAYLOR, M.D. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage. 3. Distribution of residual metals. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.43, p.159-170, 2005.

McLAUGHLIN, M.J.; WHATMUFF, M.; WARNE, M.; HEEMSBERGEN, D.; BARRY, G.; BELL, M.; NASH, D.; PRITCHARD, D. A field investigation of solubility and food chain accumulation of biosolid-cadmium across diverse soil types. **Environmental Chemistry**, Melbourne, v.3, p.428-432, 2006.

McNAB, W.H.; BERY, C.R. Distribution of aboveground in three pine species planted on a devastated site amended with sewage sludge or inorganic fertilizer. **Forest Science**, Washington, v.31, n.2, p.373-382, 1985.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed) **Impacto do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap.5, p.109-142.

MOLINA, M.V.; MATTIAZZO, M.E.; ANDRADE, C.A.; POGGIANI, F. Nitrogênio e metais pesados no solo e em árvores de eucalipto decorrentes da aplicação de biossólido em plantio florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n.71, p.25-35, 2006.

MORAES NETO, S.P.; ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T. **Uso de biossólido em plantios florestais**. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2007. 26p. (Documentos / EMBRAPA Cerrados, ISS 1517-5111; 202).

NOGUEIRA, T.A.R.; OLIVEIRA, L.R.; MELO, W.J.; FONSECA, I.M.; MELO, G.M.P.; MELO, V.P.; MARQUES, M.O. Cádmiu, cromo, chumbo e zinco em plantas de milho e em Latossolo após nove aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.2195-2207, 2008.

NOLAN, A.L.; LOMBI, E.; McLaughlin, M.J. Metal bioaccumulation and toxicity in soil – why bother with speciation? **Australian Journal Chemistry**, Melbourne, v.56, p.77-91, 2003.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo Distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.58, n.4, p.807-812, 2001.

PEREIRA, M.G.; ARRUDA, M.A.Z. Trends in preconcentration procedures for metal determination using atomic spectrometry techniques. **Microchimica Acta**, Austrália, n.141, p.115-131, 2003.

PIRES, A.M.M. **Uso agrícola do lodo de esgoto: aspectos legais**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. 4 p. http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Pires_lodoID-0L1Y8Wo2Vx.pdf (01 de maio de 2009).

PIRES, A.M.M.; MATTIAZZO, M.E. Cinética de solubilização de metais pesados por ácidos orgânicos em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.143-151, 2007.

POGGIANI, F.; GUEDES, M.C.; BENEDETTI, V. Aplicabilidade de bio-sólido em plantações florestais: I. reflexo no ciclo dos nutrientes. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap.8, p.163-178.

POGGIANI, F.; SILVA, P.H.M. Bio-sólido aumenta produtividade de eucaliptos. **Visão Agrícola**, Piracicaba, n.4, p.105-107, 2005.

POLGLASE, P. J.; MYERS, B. J. Tree plantation for recycling effluent and biosolids in Australia. In: ELDRIDGE, K. G.; CROWE, M. P.; OLD, K. M. (Eds.) Environmental management: The role of Eucalypts and other fast growing species. **Proceedings of the Joint Australian-Japanese Workshop**. Canberra, CSIRO, 1995. p.100-109.

QURESHI, S.; RICHARDS, B.K.; STEENHUIS, T.S.; McBRIDE, M.B.; BAVEYE, P.; DOUSSET, S. Microbial acidification and pH effects on trace elements release from sewage sludge. **Environmental Pollution**, London, v.132, p. 61-71, 2004.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A.; BETTIOL, W.; GUILHERME, L.R.G.; DYNIA, J.F. Acúmulo de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolo Vermelho adubado com fontes de lodo de esgoto e cultivado com milho. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.28, n.1, p.15-23, 2004.

REZENDE, C.I.O. **Influência da aplicação do lodo de esgoto (bio-sólido) sobre a concentração e o estoque de nutrientes na biomassa do subboscue, na serapilheira e no solo de um talhão de *E. grandis***. 2005. 81f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

RICHARDS, B.K.; STEENHUIS, T.S.; PEVERLY, J.H., McBRIDE, M.B. Effect of sludge-processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated loading. **Environmental Pollution**, London, v.109, p.327-346, 2000.

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

SANGOI, L.; ERNANI, P.R.; LECH, V.A.; RAMPAZZO, C. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.33, n.1, p.65-70, 2003.

SANTANA, R.C.; BARROS, N.F. de; NEVES, J.C.L. Biomassa e conteúdo de nutrientes de procedências de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus saligna* em alguns sítios florestais do Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, n.56, p.155-169, 1999.

SANTOS, H.F. Aplicação do lodo de estações de tratamento de esgotos em solos agrícolas. **Revista DAE**, São Paulo, v.32, n.122, p.31-48, 1979.

SILVA, C.A.; RANGEL, O.J.P.; DYNIA, J.F.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C.V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p.353-364, 2006.

SILVA, P.H.; POGGIANI, F.; GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L. Volume de madeira e concentração foliar de nutrientes em parcelas experimentais de *Eucalyptus grandis* fertilizadas com lodos de esgoto úmido e seco. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n.5, p.845-854, 2008.

SILVEIRA, M.L.A.; ALLEONI, L.R.F.; GUILHERME, L.R.G. Biosolids and heavy metal in soils. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.60, n.4, p.793-806, 2003.

SILVEIRA, R.L.V.A.; HIGASHI, E.N.; GONÇALVES, A.N.; MOREIRA, A. Avaliação do estado nutricional do *Eucalyptus*: diagnose visual, foliares e suas interpretações In: Gonçalves, J.L.M.; BENEDETTI, V. (Eds.) **Nutrição e Fertilidade Florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. cap.3, p.79-105.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto. 2007. <http://www.snis.gov.br/> ou <http://www.cidades.gov.br/noticias/mcidades-lanca-o-diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgoto-2007/> (18 de Julho de 2009).

SMITH, C.T.; CARNUS, J.M. Biosolids - planing and desing. In: The forest alternative. Principles and practice of residuals use. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE USE OF RESIDUALS AS SOIL AMENDMENTS IN FOREST ECOSYSTEMS, 1997, Seattle. **Proceedings...** Seattle: University of Washington, 1997. p.45-52.

SOARES, C. P. B.; OLIVEIRA, M. L. R. Equações para estimar a quantidade de carbono na parte aérea de árvores de eucalipto em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, n.5, p.533 – 39. 2002.

SOARES, M.T.S. **Taxa de mineralização e de lixiviação do nitrogênio, e alterações da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Amarelo degradado e outro não degradado fertilizados com biossólido e florestados com *Eucalyptus grandis***. 2003. 142f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SOON, Y.K.; ABOUD, S. Cadmium, chromium, lead and nickel. In: CATER, M.R. **Soil sampling and methods of analysis**. Ottawa: Canadian Society of Soil Science, 1993. cap.13, p.101-108.

STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM INSTITUTE. **SAS/STAT User's guide - version 6**. 4° ed. Cary: SAS Institute Inc., v.1/2, 1686 p., 1989.

TAVARES, D. Lodo que vira adubo. *Globo Rural*, São Paulo, n.210, p.58-61, 2003.

TAYLOR, R.W.; XIU, H.; MEHADI A.A.; SHUFORD, J.W.; TADESSE, W. Fractionation of residual cadmium, copper, nickel, lead, and zinc in previously sludge-amended soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.26, p.2193-2204, 1995.

TOMLIN, A.D.; PROTZ, R.; MARTIN, R.R.; McCABE, D.C. Relationships amongst organic matter content, heavy metal concentrations, earthworm activity and soil microfabric on a sewage sludge disposal site. **Geoderma**, Amsterdam, v.57, p.89-103, 1993.

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos In: TSUTIYA, M.T. (Eds.) **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap.5, p.133-180.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Code of Federal Regulations 40 CFR Part 403 and 503**: Standards for use or disposal of sewage sludge. Washington, 1997. 25p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **SW-846 Manual** Washington, 2009. Disponível em: <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/sw846.htm> (21 de Maio de 2009).

VAZ, L.M.S.; GONÇALVES, J.L.M. Uso de biossólidos em povoamento de *Eucalyptus grandis*: efeito em atributos químicos do solo, no crescimento, e na absorção de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, n.3, p.747-758, 2002.

VEIGA, R.A.A. **Dendrometria e inventário florestal**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 1984. 108 p. (Boletim Didático, 1).

VITOSH, M.L.; WARNCKE, D.D.; LUCAS, R.E. **Secondary and micronutrients for vegetables and field crops**. East Lansing, MI: Michigan State University, 1994. (Extension Bulletin E-486).

WADT, P.G.S.; NOVAIS, R.F. Influência da idade da árvore na interpretação do estado nutricional de *Eucalyptus grandis*, pelos métodos do nível crítico e do DRIS. In: IUFRO CONFERENCE ON SILVICULTURE AND IMPROVEMENT FOR EUCALYPT, 1997, Colombo. **Proceedings...** Colombo: EMBRAPA Centro Nacional de Pesquisa de Florestas, 1997. p.262-268.

WU, S.; FENG, X.; WITTMEIER, A. Microwave digestion of plant and grain reference materials in nitric acid or a mixture of nitric acid and hydrogen peroxide for the determination of 96 multi-elements by inductively coupled plasma mass spectrometry. **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, London, v.12, p.797-806, 1997.

YAMANAKA, K. Measurement of macro and trace elements in plant digests using the 7500c ICP-MS system. **Agilent Technologies**. p.1-5, 2001. www.chem.agilent.com/Library/applications/5988-4450EN.pdf (21 de Maio de 2009).

ZHU, B.; ALVA, A.K. Trace metal and cation transport in a sandy soil with various amendments. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.57, n.3, p.723-727, 1993.