AVALIAÇÃO DE AGROECOSSISTEMAS DO CINTURÃO VERDE DA GRANDE SÃO PAULO QUE RECEBERAM APLICAÇÃO DE COMPOSTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR LONGOS PERÍODOS

Antônio Carlos Caetano Marchiori

Engenheiro Agrônomo

Orientador: Prof. Dr. **José Carlos Chitolina**

Dissertação apresentada à Escola Superior de
Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de
São Paulo, para obtenção do título de Mestre em
Agronomia, Área de Concentração: Solos e
Nutrição de Plantas.

PIRACICABA

Estado de São Paulo - Brasil

Maio - 2000

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - Campus "Luiz de Queiroz"/USP

Marchiori, Antônio Carlos Caetano

Avaliação de agroecossistemas do cinturão verde da grande São Paulo que receberam aplicação de composto de resíduos sólidos urbanos por longos períodos / Antônio Carlos Caetano Marchiori. -- Piracicaba, 2000.

185 p.

Dissertação (mestrado) -- Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2000.
Bibliografia.

1. Adubação orgânica 2. Ecossistema agrícola 3. Metal pesado 4. Micronutriente
5. Oligoelemento 6. Poluição do solo 7. Relação solo-planta 8. Resíduo urbano 9.
Toxicidade I. Título

CDD 631.86

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

dedico este trabalho aos meus pais

Maria José e Rogério

por amor e pelo que já semearam em suas vidas

AGRADECIMENTOS

Ao professor Chitolina, pela orientação e exemplo de postura científica.

Aos agricultores das áreas estudadas: Hasegawa, Sonoda, Noda e Donizete,.

Aos funcionários Carlos, Gertrudes, Rita e Lenita pelo suporte laboratorial.

Às funcionárias da biblioteca da ESALQ, em especial a Katia, Eliana e Ailton e, ao pesquisador Ronaldo Berton, pela ajuda nas referências bibliográficas.

Aos professores Melfi, Cerri, Takashi, Kiehl, Celso e Jairo, a pesquisadora Mônica Abreu, e aos amigos Rogério, Beth, Luciano, Vladimir, Angela, Helder, Cristiane, Eduardo e Lico pelo apoio.

Às secretárias Angélica, Geovana, Flávia e Márcia pelo suporte administrativo.

À professora Célia Montes-Lavar e ao pesquisador Otávio Camargo pelas críticas e sugestões.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos e a ENTERPA, pela acesso a listagem de consumidores de composto.

À CATI e à ESALQ, pelo apoio no acesso às propriedades estudadas e pela oportunidade de frequentar o curso.

Ao professor Paschoal pela oportunidade de monitorar a disciplina Agroecologia e Agricultura Orgânica e a CAPES pela concessão de bolsa para a atividade.

Aos professores da UNESP Jaboticabal, pela minha formação agronômica, em especial a Esmeralda, ao Pitelli, Donadio e Paulo Donato ("in memorian").

À professora Maria Alice Garcia, pelos ensinamentos de Agroecologia recebidos.

Ao Jorge Mautner, pela extração da pérola bíblica:

" Vaidades. Vaidades das vaidades. Tudo é vaidade. "

Eclesiastes 1:2

E ... principalmente ...

Gostaria de agradecer a Janaina

pelo amor e companheirismo durante a execução deste trabalho

SUMÁRIO

Página

RESUMO	viii
SUMMARY	x
1 INTRODUÇÃO	01
2 REVISÃO DE LITERATURA	
2.1 Destinação do composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU)	5
2.2 Microelementos na agricultura	7
2.3 Os agroecossistemas e a aplicação de CRSU	9
2.4 Efeitos da utilização do CRSU em agroecossistemas	
2.4.1 Efeitos da utilização do CRSU no solo	
2.4.1.1 Efeitos em atributos micromorfológicos	10
2.4.1.2 Efeitos em atributos microbiológicos	11
2.4.1.3 Efeitos em atributos físicos	15
2.4.1.4 Efeitos em atributos químicos	
2.4.1.4.1 Aspectos gerais relativos à fertilidade do solo	16
2.4.1.4.2 Efeitos em teores totais e biodisponíveis	
de microelementos	19
- Fontes antropogênicas de microelementos	
potencialmente tóxicos	19
- O CRSU como fonte de microelementos	
potencialmente tóxicos	24

- O acúmulo de microelementos potencialmente tóxicos nos solos agrícolas	26
- Biodisponibilidade de microelementos potencialmente tóxicos	28
2.4.1.4.3 Extração seqüencial de microelementos	34
2.4.2 Microelementos potencialmente tóxicos nas plantas	
2.4.2.1 Absorção e transporte de microelementos em plantas	37
2.4.2.2 Riscos toxicológicos para a alimentação humana	
Bioacumulação e biomagnificação	40
Toxicologia dos microelementos para seres humanos	41
3. MATERIAL E MÉTODOS	
3.1 Solos	
3.1.1 Escolha e localização dos solos	44
3.1.2 Caracterização climática	47
3.1.3 Caracterização dos solos estudados	48
3.1.4 Amostragem dos solos	51
3.1.5 Preparo das amostras para análise	54
3.1.6 Atributos micromorfológicos	54
3.1.7 Atributos microbiológicos	54
3.1.8 Atributos físicos e físico-químicos	55
3.1.9 Teores totais e teores considerados biodisponíveis dos microelementos no solo	56
3.1.10 Extração seqüencial dos microelementos	57
3.2 Plantas	
3.2.1 Amostragem das plantas	57
3.2.2 Preparo das plantas para análise	58
3.2.3 Teores dos microelementos nas plantas	59
3.3 Análises estatísticas	59
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	
4.1 Solos	
4.1.1 Atributos micromorfológicos	61

4.1.2 Atributos microbiológicos	63
4.1.3 Atributos físicos	66
4.1.4 Atributos físico-químicos	68
4.1.5 Atributos químicos	71
4.1.5.1 Avaliação da fertilidade do solo	75
4.1.5.2 Teores de microelementos (totais e biodisponíveis)	
4.1.5.2.1 Boro (teores biodisponíveis)	77
4.1.5.2.2 Cádmio (teores totais)	78
4.1.5.2.3 Crômio (teores totais)	82
4.1.5.2.4 Cobre (teores totais e biodisponíveis)	83
4.1.5.2.5 Ferro (teores totais e biodisponíveis)	86
4.1.5.2.6 Manganês (teores totais e biodisponíveis)	87
4.1.5.2.7 Molibdênio (teores totais)	89
4.1.5.2.8 Níquel (teores totais)	91
4.1.5.2.9 Chumbo (teores totais)	92
4.1.5.2.10 Zinco (teores totais e biodisponíveis)	94
4.1.5.3 Extração seqüencial	96
4.2 Plantas	
4.2.1 Teores de microelementos nas folhas de alface	105
4.2.2 Distribuição dos microelementos nas diversas partes	
das plantas de alface e beterraba	113
4.2.3 Toxicidade para a espécie humana	117
5 CONCLUSÕES	123
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	126
APÊNDICE	153

AVALIAÇÃO DE AGROECOSSISTEMAS DO CINTURÃO VERDE DA GRANDE SÃO PAULO QUE RECEBERAM APLICAÇÃO DE COMPOSTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR LONGOS PERÍODOS

Autor: ANTÔNIO CARLOS CAETANO MARCHIORI

Orientador: Dr. JOSÉ CARLOS CHITOLINA

RESUMO

O presente estudo foi conduzido com o objetivo de verificar os efeitos da aplicação do composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU), por longos períodos, em solos (glei húmico e podzólico vermelho-amarelo) e plantas (alface -*Lactuca sativa* L. e beterraba - *Beta vulgaris* L.) da região do cinturão verde da Grande São Paulo.

As aplicações de CRSU foram realizadas de 1982 a 1989 e de 1994 a 1997 no solo glei húmico e em 1989 e de 1994 a 1997 no solo podzólico vermelho-amarelo, na taxa de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ($80 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ - base seca).

Numa primeira etapa, foram coletadas amostras de solos e plantas em áreas sob o cultivo de alface e beterraba e amostras de solo em áreas adjacentes com predominância de gramíneas, não cultivadas anteriormente e que nunca receberam aplicação de CRSU.

Numa segunda etapa, foram coletadas amostras em áreas sob cultivo de alface no glei húmico, na mesma propriedade da primeira fase, e em duas propriedades adjacentes a esta que nunca receberam CRSU.

Foram feitas, nos solos, avaliações micromorfológicas (análise ao microscópio eletrônico associada à análise química semiquantitativa), microbiológicas (biomassa e contagem do número mais provável de fungos e bactérias), físicas (densidade e condutividade elétrica) e químicas (fertilidade e os microelementos B, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn – teores totais, extraíveis em DTPA e extração seqüencial) e também para todos estes microelementos nas plantas.

Os resultados obtidos para os parâmetros micromorfológicos, microbiológicos e físicos revelaram que, com exceção da condutividade elétrica, não houve diferenças marcantes entre as áreas tratadas ou não com CRSU.

Verificou-se que a aplicação de CRSU aos solos aumentou a fertilidade, havendo uma elevação do pH, com conseqüente diminuição nos valores de $H + Al$ e aumento da CTC e porcentagem de saturação de bases.

Quanto aos teores totais e extraíveis em DTPA dos microelementos nos solos, o Cu e o Zn foram os que apresentaram os maiores incrementos nas áreas tratadas com CRSU quando comparadas às áreas não cultivadas tomadas como referência nos dois solos, ou às áreas cultivadas adjacentes que nunca receberam aplicação de CRSU no glei húmico. Os teores totais destes elementos situaram-se dentro da faixa de valores encontrados em condições naturais para solos do Estado de São Paulo.

A extração seqüencial foi feita utilizando-se as amostras de solos coletadas na primeira etapa. Verificou-se que para a maioria das amostras os elementos estudados (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn) se encontravam principalmente na fração residual, com exceção do Mn. Nos dois solos tratados, o Cu apresentou-se predominantemente associado à matéria orgânica e o Zn mais associado a óxidos. No podzólico o Cu, além da fração orgânica, esteve também associado a óxidos e presente na fração residual.

Os teores nos tecidos vegetais estão abaixo dos considerados como fitotóxicos, com exceção do Cr e Cu em algumas amostras, não sendo observado nenhum sintoma externo de fitotoxicidade. A distribuição dos microelementos nas diferentes partes das plantas (raíz, caule e folhas), mostrou um predomínio de maiores teores nas raízes, mas foi observada grande variabilidade. As diferenças fisiológicas entre espécies não permite a extrapolação de resultados, principalmente entre plantas cuja parte consumida é a parte aérea para plantas de raízes comestíveis.

Apesar de não exibirem sintomas de fitotoxicidade, algumas amostras de plantas cultivadas em solos tratados com CRSU apresentaram teores de Pb acima do permitido para a alimentação humana.

EVALUATION OF AGROECOSYSTEMS OF THE GREEN BELT OF GREAT SAO PAULO UNDER APPLICATION OF MUNICIPAL REFUSE WASTE COMPOST FOR LONG TERM PERIODS

Author: ANTONIO CARLOS CAETANO MARCHIORI

Adviser: Dr. JOSE CARLOS CHITOLINA

SUMMARY

This study was carried out to verify the effects of the application of compost waste for long term periods in soils (humic gley - haplaquents and red-yellow podzol - paleudult) and in plants (lettuce - *Lactuca sativa* L.; and beets - *Beta vulgaris* L.) of the green belt of great São Paulo.

The waste compost applications were made from 1982 through 1989 and from 1994 through 1997 in haplaquents and in 1989 and from 1994 through 1997 in paleudult at a rate of $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ($80 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ - dry basis).

On a first step one collected soil and plant samples were collected in areas cultivated with lettuce and beets and soil samples in neighboring uncultivated areas covered by grass, without any waste compost application.

After, samples were collected from areas cultivated with lettuce in haplaquents in the same place as that of the first step and in two other neighboring places that had never received waste compost application.

The soil was evaluated through micromorphological (electronic microscope analysis associated with semiquantitative chemical analysis), microbiological (biomass and count of likely number of fungi and bacteria), physical (density and electrical conductivity) and chemical evaluations (fertility, microelements B, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb and Zn - total and extractable contents in DTPA , sequential extraction) and also of these elements in plants.

The results for micromorphological, microbiological and physical parameters showed that, except for the electrical conductivity, the waste

compost application did not result in outstanding differences between the treated and non-treated areas.

The waste compost application increased the soil fertilities with a rise of pH associated with a decreasing of H + Al values and increasing of CTC and percentage of soil bases saturation.

As to the total and extractable contents in DTPA of microelements in soils, Cu and Zn were wich presented the highest increment in treated area with waste compost relationship with the uncultivated areas in both soils and cultivated neighboring places in haplaquents that had never received waste compost application. The total contents were within the range of contents found under natural conditions for soils in the state of São Paulo.

The sequential extraction was performed using the samples collected on the first step. For most of the samples the microelements studied (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn) were found mainly in residual fraction, except for Mn. In compost treated areas Cu was more associated with the organic matter and Zn was more associated with the oxides in both soils. In the paleudult the Cu, in addition to the organic fraction, was associated with the oxides and present in residual fraction, as well.

The contents observed in plant tissues were below the contents considered as phytotoxic, except for Cr and Cu in some samples, and no external symptom was observed. In the distribution on plants (roots, shoots and leaves), the microelements were more concentrated in the roots but strong variability was observed. The physiological differences between the species do not allow extrapolation, mainly between plants which the edible part is that of the top part to plants with edible roots. In some of the compost-treated soil samples, Pb contents in the plants were above that allowed for human consumption.

INTRODUÇÃO

A reciclagem de restos orgânicos urbanos no Brasil é ainda muito pequena frente à quantidade de resíduos produzida. Praticamente todo o lodo orgânico gerado nas estações de tratamentos de esgotos têm sido encaminhado aos aterros sanitários e quanto aos resíduos sólidos domiciliares estima-se que, no Estado de São Paulo, apenas cerca de 1% seja aproveitado pela agricultura, sendo o restante também destinado aos aterros ou lixões. A região da Grande São Paulo, a maior concentração urbana do país, com aproximadamente 15 milhões de habitantes, gera diariamente cerca de 10 500 Mg de resíduos sólidos urbanos, dos quais mais de 50% são restos orgânicos (IPT, 1995; CETESB, 1999).

Entre as dificuldades para o aproveitamento dos resíduos sólidos urbanos na agricultura podem ser citadas a necessidade de investimentos para construção e operação adequadas de usinas de compostagem, a viabilização do transporte e a qualidade do composto produzido.

Vive-se então um círculo vicioso: o comprometimento da qualidade inibe uma maior demanda, que inibe maiores investimentos e, a falta de investimentos, não permite a melhoria da qualidade do composto.

No que diz respeito à qualidade, uma das principais preocupações é a presença de elementos químicos potencialmente tóxicos.

Os microelementos Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn (presentes em concentrações da ordem de mg kg^{-1}) pelo seu potencial

acumulativo no solo, além de representarem risco para a cadeia trófica, algumas vezes de difícil detecção, podem diminuir a resistência e resiliência¹ dos solos agrícolas (Ross, 1994_b; Hill & James, 1995; Karlen et al, 1997).

Um termo bastante usado para designar estes elementos é o de "metais pesados", cujas densidades devem ser maiores que 5,0 ou 6,0 g cm⁻³ (Phipps, 1981; Coker & Matthews, 1983), expressão essa muitas vezes usada de forma pejorativa, ou como sinônimo de "metal tóxico". A combinação "meio ambiente" e "metais pesados" normalmente alcança atenção emotiva da mídia (Coker & Matthews, 1983), embora a toxicidade de um determinado elemento químico não seja uma qualidade inerente do mesmo, estando mais freqüentemente associada à sua concentração (Laskowski, 1991; Alloway & Ayres, 1997; Chaney et al., 1998_a).

Os materiais e os processos que determinam os teores de microelementos no composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU) foram detalhados por Rosseaux et al. (1989) e Egreja Filho (1993). As contaminações de Cd, por exemplo, são originadas de materiais de uso recente (baterias: 30%; plásticos: 70%). Por outro lado, após sinais de alerta a partir do início da década de 70, com os trabalhos de Rufus Chaney e colaboradores, a qualidade dos compostos orgânicos produzidos a partir de resíduos urbanos tem melhorado, visando aproveitar os seus aspectos benéficos e a presença de microelementos em níveis potencialmente tóxicos tem sido reduzida (Logan, 1995). Outro atenuante é o comportamento do sistema solo-planta, freqüentemente limitando o estabelecimento de teores zootóxicos nos vegetais (Chaney, 1998_a).

Um dos argumentos principais para rejeitar a utilização de fertilizantes produzidos a partir de resíduos urbanos em culturas agrícolas, principalmente as de consumo direto, seria a hipótese da "bomba relógio química", que considera os riscos potenciais da saturação dos sítios de

¹ Resistência: magnitude de distúrbio que o sistema solo pode absorver sem que sua estrutura seja modificada.
Resiliência: capacidade do solo de retornar a estado de equilíbrio dinâmico inicial (elasticidade). (Seybold et al., 1999).

adsorção e, no caso da queda no teor de matéria orgânica ao longo do tempo, proporcionar uma maior biodisponibilização dos microelementos (Adriano, 1986; Alloway & Ayres, 1997; Chang et al, 1997; Dudka & Adriano, 1997). Por outro lado, a hipótese da “barreira do sistema solo-planta” pondera que diversos mecanismos podem limitar a absorção de microelementos potencialmente tóxicos a um determinado platô ou reduzir sua biodisponibilidade ao longo do tempo (Coker & Matthews, 1983; Matthews, 1984; Kuo, 1986; McGrath, 1987; Chaney, 1990_{a,b}; Essington & Mattigod, 1991; Chaney, 1994; Chaney et al., 1994; Brown et al., 1998).

Alguns experimentos para avaliar a capacidade das plantas de absorver microelementos têm sido feitos em ensaios de vaso de curta duração, em casa de vegetação, utilizando-se sais para o fornecimento de doses controladas dos elementos químicos estudados ou ainda materiais orgânicos enriquecidos com microelementos. No entanto, tais procedimentos podem superestimar a absorção das plantas, conduzindo a resultados que não correspondem a realidade (De Vries & Tiller, 1978; Behel et al., 1983; Valdares et al., 1983; Chaney, 1990_a; Chaney, 1990_b; Bell et al, 1991; Chaney 1994; Chaney et al., 1994; EPA, 1995; Candelaria & Chang, 1997; Brown et al. 1998). A biodisponibilidade de um determinado elemento é diferente quando o teor a ser avaliado é fornecido em uma única ou em múltiplas aplicações (Behel, 1983; Coker & Matthews, 1983; Wilke, 1991), limitando a utilização de materiais orgânicos enriquecidos com microelementos para simulação de doses de longo prazo.

Os experimentos realizados com CRSU e com biossólidos (lodo de esgoto) em diversos países, para verificar a biodisponibilidade de microelementos dão indícios da necessidade de experimentos de campo de longa duração. Estes ensaios, via de regra, não têm sido realizados no Brasil. Dados sobre avaliações de campos cultivados com aplicações de longa duração de lodo de esgoto ou CRSU no país são escassos (Jorge et al., 1991; Lima et al. 1995; Bissani et al. 1997; Collier et al. 1997; Lima & Menk, 1997),

embora no caso do CRSU, as usinas de compostagem tenham começado a operar nas décadas de 60 e 70 (Brasília, 1963; Maceió, 1968; São Paulo, 1970; Belém, 1974; Rio de Janeiro, 1975 – Composting, 1984).

Visando contribuir para preencher esta lacuna, o presente trabalho foi realizado em condições de cultivo comercial, com o objetivo de investigar os riscos de contaminação e o potencial poluente¹ da aplicação do composto em áreas agrícolas de cultivo de hortaliças.

Foram estudados, na região do cinturão verde da Grande São Paulo, um solo glei húmico, onde se aplicou composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU) de 1982 a 1989 e de 1994 a 1997 e um solo podzólico vermelho-amarelo, que recebeu aplicações de composto em 1989 e de 1994 a 1997, na taxa de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ($80 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ - base seca).

Os efeitos da aplicação do composto em alguns atributos do solo (micromorfologia, atividade microbiológica, densidade e condutividade elétrica), foram avaliados, como também verificados os teores e o comportamento de alguns microelementos (acumulação, biodisponibilidade e associação com os diferentes compartimentos do solo – trocável, ligado aos carbonatos, aos óxidos, à matéria orgânica e à fração residual), e também a absorção e distribuição em plantas de alface (*Lactuca sativa* L.) e beterraba (*Beta vulgaris* L.), comparando-se os teores observados com os limites toleráveis.

¹ Contaminante: elemento fora do seu local de origem, em concentração acima do normal, o que não implica necessariamente na existência de efeitos adversos.

Poluente: elemento contaminante que causa efeitos adversos em um ou mais organismos. (Pierzynski et al., 1994)

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Destinação do composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU)

Em função de aspectos sócio-econômicos e culturais a produção de resíduos sólidos urbanos, varia quantitativa, qualitativa, e geograficamente, ao longo do tempo. Nas cidades brasileiras, a taxa de geração por habitante varia de 0,4 a 0,7 kg dia⁻¹ (Polprasert, 1989; Daxbeck & Brunner, 1992; Brunner & Baccini, 1992; Figueiredo, 1994; CETESB, 1999).

Verificou-se que a composição dos resíduos sólidos na cidade de São Paulo (SP) variou ao longo do tempo. A presença do plástico só foi registrada a partir de 1969, 19 g kg⁻¹, e em 1993 chegou a 120 g kg⁻¹. A participação de materiais orgânicos em 1927 era de 825 g kg⁻¹ e em 1993 de 644 g kg⁻¹. O teor de materiais orgânicos nos resíduos das cidades brasileiras varia de 550 a 900 g kg⁻¹. Em países mais industrializados a fração orgânica dos resíduos urbanos é menor que 500 g kg⁻¹ (Polprasert, 1989; Rosseaux et al, 1989; IPT, 1995).

A forma de tratamento de resíduos urbanos mais utilizada no Brasil tem sido a disposição em aterros sanitários. No caso do Estado de São Paulo, de um total de 645 municípios (608 aterros ou lixões e 12 usinas de compostagem), para 56,4% deles a disposição é considerada inadequada (CETESB, 1999). O crescimento das cidades e o aumento na produção de resíduos têm provocado a saturação de aterros localizados em terrenos mais próximos aos centros urbanos e com condições mais adequadas para o controle

de líquidos percolados, aumentando o risco de contaminação de aquíferos e elevando o custo desta forma de destinação (He et al., 1992; Parr & Hornick, 1993; Figueiredo, 1994; Stratton et al., 1995).

A contaminação de aquíferos pode se dar pela alteração da composição e atividade de sua microbiota ou ainda pela lixiviação de elementos indutores de alcalinidade, formas nitrogenadas, etc, principalmente em regiões de rochas mais permeáveis (Menezes, 1994; Alvarez, 1997, Ludvigsen, 1999).

Para destinação dos resíduos urbanos em países europeus tem sido recomendada a incineração, visando o aproveitamento da energia liberada ou simplesmente a diminuição do volume (Brunner & Baccini, 1992). No entanto, a tecnologia necessária para o controle das emissões de incineradores é onerosa e de eficácia questionável, sendo que, 90% do Cd e 95% do Hg presentes em resíduos incinerados são perdidos na forma de gases e particulados (Matthews, 1984; Alloway & Ayres, 1997). Além disso, um fato a ser considerado é o aumento da concentração de microelementos potencialmente tóxicos nas cinzas em relação ao resíduo incinerado (Rosseaux et al., 1989) e os riscos de sua disposição final em aterros sanitários pois, além dos elementos ficarem mais concentrados, se apresentam em formas mais solúveis (Hutton & Symon, 1987).

O aumento da concentração de elementos tóxicos em relação aos sítios de adsorção ou a formação de complexos podem provocar o incremento da mobilidade destes elementos. (Lund et al., 1976; Matthews, 1984; Lun & Christensen, 1989; Sígolo & Assunção, 1995; Sígolo & Mello Jr., 1995; Amarante, 1997; Naidu et al., 1997; Mello Jr., 1998). O lixiviado de aterros sanitários (chorume), por exemplo, normalmente tem altas concentrações de Cl^- e, então, muitos metais podem estar presentes na forma de complexos clorados, que, freqüentemente, são muito mais móveis e menos adsorvidos do que formas catiônicas livres (Alloway, 1995). Os riscos de contaminação da água subterrânea quando da destinação de resíduos é maior

em regiões de aquíferos fissurados (Matthews, 1984), como é o caso da região metropolitana de São Paulo.

A implantação de legislação mais rigorosa para proteção da água subterrânea deverá favorecer a implantação de novas usinas de reciclagem de resíduos urbanos, em detrimento dos aterros sanitários como forma exclusiva de destinação (He et al., 1992; Parr & Hornick, 1993; Figueiredo, 1994; Stratton et al, 1995).

A opção pela utilização agrícola da fração orgânica dos resíduos urbanos, entre outros fatores, tem sido truncada por preocupações com a presença de elementos contaminantes com potencial poluente, principalmente com relação aos microelementos potencialmente tóxicos, amplamente relatados na literatura (Jardim, 1983; Scheinberg & Smoler, 1990; Watson, 1990; Berton & Valadares, 1991; Taylor, 1991; Hammer, 1992; Hovi, 1992; Miller et al., 1992; Prince, 1992; Berton, 1993; Grossi, 1993; Egreja Filho, 1993; Taylor, 1993; Malavolta, 1994; Cravo, 1995; Cravo et al., 1998).

2.2 Microelementos na agricultura

Geralmente as concentrações naturais de microelementos no solo estão na faixa de mg kg^{-1} ou $\mu\text{g kg}^{-1}$, sendo estes teores normalmente suficientes para suprir as necessidades dos diversos organismos presentes no sistema. Existem, porém, aqueles que não exercem nenhuma função conhecida no ciclo biológico e suas baixas concentrações muitas vezes dificultam a sua determinação analítica.

Entre os termos utilizados para designar os microelementos temos o de “elementos traços”, que teve origem na química clássica, devido às dificuldades analíticas para sua determinação que, em alguns casos, persistem até hoje (Phipps, 1981). Esta denominação é utilizada por alguns clássicos da literatura sobre o assunto (Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Outra denominação muito utilizada para microelementos potencialmente tóxicos é a de "metais pesados" (Lepp, 1981; Alloway, 1995). Existem autores que definem metal pesado como sendo aquele cuja densidade ultrapassa determinado limite como, por exemplo, $5,0 \text{ g cm}^{-3}$ (Coker & Matthews, 1983) ou $6,0 \text{ g cm}^{-3}$ (Phipps, 1981). Jardim (1983) considera o termo metal pesado como incorreto, pois, segundo ele, não caracteriza um número definido de metais, sendo geralmente usado para os seguintes elementos: Ag, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, V e Zn.

No presente trabalho, embora a maioria dos elementos estudados (B, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn) possam ser classificados como metais pesados, a opção pela uso da terminologia "microelementos" deveu-se ao fato de que o termo "metal pesado" vem sendo associado apenas aos aspectos negativos destes elementos químicos.

O enfoque destes elementos na agricultura pode ser dividido em duas fases: uma primeira, abordando os elementos essenciais ao funcionamento fisiológico das plantas superiores, denominados então de micronutrientes e uma segunda fase, com enfoque nos microelementos potencialmente tóxicos.

A primeira fase da preocupação com os microelementos na agricultura pode ser considerada uma consequência do modelo de manejo da fertilidade do solo preconizado por Liebig (1864), baseado na utilização de fertilizantes minerais prontamente solúveis, e foi ampliada com a adoção de práticas preconizadas pela revolução verde para uma agricultura mais intensiva e, portanto, mais exportadora de nutrientes (Howard, 1943; Borlaug, 1972; Borlaug, 1973).

Com o cultivo mais intensivo, a implantação de monoculturas e a substituição das fontes orgânicas por adubos prontamente solúveis, de maior concentração em macronutrientes, para alguns solos mais pobres em

fertilidade natural e para algumas culturas mais exigentes, pode-se observar uma deficiência induzida de micronutrientes.

Ashmead (1996) alerta para a queda no teor de alguns microelementos no milho cultivado nos Estados Unidos e as suas implicações na nutrição humana (Cu, menos 68%) enquanto que Schutte (1964) correlacionou a distribuição irregular de câncer no estômago, com a distribuição de solos com alto conteúdo de matéria orgânica, resultando em deficiências de Cu.

A segunda fase na abordagem dos microelementos em agroecossistemas, diz respeito às preocupações com a presença de teores mais elevados, devido a fontes antropogênicas diversas (emissões atmosféricas, pesticidas, água de irrigação, corretivos, fertilizantes orgânicos e inorgânicos) (Adriano, 1986; Alloway, 1995).

2.3 Os agroecossistemas e a aplicação de CRSU

Deve-se ter em mente que agroecossistemas são sistemas abertos que recebem insumos de fora e exportam produtos, sendo afetados pela qualidade do ambiente. Segundo Altieri (1989), cada região tem um grupo único de agroecossistemas que resultam de variações locais no clima, solo, relações econômicas, estrutura social e história. O conceito de agroecossistemas é, portanto, mais abrangente que o de sistemas solo-planta.

Face às influências que o clima e natureza do solo (pH, drenagem e sobretudo a textura) exercem sobre os processos de humificação, mineralização e taxa de renovação do carbono do solo (Uehara & Gillman, 1981; Fassbender, 1987; Cerri et al, 1996), principalmente para solos de cargas variáveis como é o caso das regiões tropicais, com a CTC dependendo dos teores de matéria orgânica e pH (Verdade, 1956; van Raij, 1967; Santos Filho,

1985; Prata et al., 1996), a utilização agrícola é uma alternativa promissora para o aproveitamento dos resíduos orgânicos urbanos (Berton & Valadares, 1991).

O CRSU pode ser considerado um fertilizante orgânico com baixo teor em nutrientes em relação à demanda das plantas cultivadas (van Raij et al., 1996; Chitolina, 1998_a), chegando a ser aplicado em doses da ordem de 20 a 30 Mg ha⁻¹ (base seca), com uma frequência de quatro a cinco vezes por ano. Este aspecto, associado ao fato da localização de sua produção se concentrar nos grandes centros urbanos, encarece o transporte deste insumo para as áreas de produção agrícola, fazendo com que o CRSU produzidos pelas usinas de compostagem da região metropolitana sejam consumidos principalmente nas áreas agrícolas mais próximas. A utilização em altas doses aumenta o risco dos microelementos potencialmente tóxicos exercerem efeitos poluentes. O comportamento acumulativo destes elementos na superfície do solo, já verificado por diversos autores (Williams & David, 1973; Lund et al., 1976; Matthews, 1984; Brams & Anthony, 1988; Lun & Christensen, 1989; Sígolo & Assunção, 1995; Sígolo & Mello Jr., 1995; Bertoncini, 1997; Naidu et al, 1997; Martin & Kaplan, 1998), justifica a necessidade do levantamento das áreas que já utilizaram o CRSU para averiguar quais os efeitos da utilização prolongada do composto.

2.4 Efeitos da utilização do CRSU em agroecossistemas

2.4.1 Efeitos da utilização do CRSU no solo

2.4.1.1 Efeitos em atributos micromorfológicos

A determinação micromorfológica através da microscopia eletrônica de varredura associada a análise química semi-quantitativa por espectrometria de energia dispersiva tem sido utilizada para avaliação de

neoformações em áreas contaminadas (Mattigod et al., 1986; Amarante, 1997; Mello Jr. 1998). As neoformações seriam indícios de uma tendência a tamponamento da composição de elementos biodisponíveis do sistema solo em estratégia semelhante à homeostase (Cardoso, 1992_{a,b}), princípio pelo qual o ecossistema tende a manter a sua composição biótica relativamente constante.

Amarante (1997) e Mello Jr (1998), trabalhando em aterro contaminado constataram a presença de Mn associado a minerais neoformados (barita e apatita); nódulos metálicos de Fe, Cr e Ni; minerais de ferro com Zn associado e estruturas de forma esférica, com inúmeras cavidades, provavelmente de origem orgânica, que em perfis contaminados revelou-se uma armadilha para os microelementos.

O uso da avaliação micromorfológica para averiguar os efeitos da aplicação de CRSU no solo não foi encontrada na literatura.

2.4.1.2 Efeitos em atributos microbiológicos

Ao estudarmos o efeito do CRSU sobre a microbiota em condições de campo é importante considerarmos também as influências de outras práticas agrícolas, tais como: cultivo intensivo, utilização de fertilizantes minerais e corretivos, aplicação de pesticidas (Dahlin et al., 1997; Kennedy & Gewin, 1997; Ananyeva et al., 1999; Bardgett & McAlister, 1999; Marchiori Jr. & Mello, 1999; Simek et al, 1999).

Diversas substâncias orgânicas tóxicas podem estar presentes em campos cultivados tais como as bifenilas policloradas (PCBs); os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) e as dioxinas (dibenzo-p-dioxinas policloradas - PCDDs e dibenzofuranas policloradas - PCDFs). Como principais fontes destas substâncias temos a incineração de resíduos, capazes de contaminar as áreas agrícolas de forma indireta e difusa, propagando-se por áreas extensas, e a aplicação de herbicidas, capazes de

contaminar os campos cultivados de forma direta (Pierzynski et al., 1994; Alloway & Ayres, 1997). Grossi (1993), avaliando o CRSU produzido em diversas cidades brasileiras verificou que o composto também pode ser uma importante fonte destas substâncias orgânicas tóxicas, mas sua determinação em análises de monitoramento pode ser limitada pelo seu custo elevado.

Nas diversas avaliações químicas de usinas de compostagem com relação aos riscos do composto exercer efeitos poluentes, apenas os microelementos potencialmente tóxicos têm sido determinados (Freedman & Hutchinson, 1981; Haan, 1981; Cabrera et al., 1989; Rosseaux et al., 1989; Berton & Valadares, 1991; He et al., 1992; Hernandez et al., 1992; Grossi, 1993; He et al., 1995; Peverly & Gates, 1994; Cravo, 1995; Pressinoti & Fernandez Jr., 1995; Abreu et al., 1996; Ayuso et al., 1996; Chitolina, 1998_a; Cravo et al., 1998; Marchiori et al., 1998).

Determinações microbiológicas de solos tratados com CRSU, em complemento a avaliações de microelementos potencialmente tóxicos são importantes pois, podem permitir detectar indícios da presença de elementos e/ou substâncias contaminantes que não as escolhidas para a análise química. Além disto, cabe salientar que mesmo concentrações de microelementos abaixo dos limites permitidos podem vir a causar efeitos depressivos na microbiota, conforme verificado por Dahlin et al. (1997) para populações de rizóbio em relação aos limites para microelementos potencialmente tóxicos estabelecidos pela união européia. Entretanto, a aplicação de CRSU pode favorecer a fixação biológica de nitrogênio em leguminosas (atividade da nitrogenase, tamanho e número de nódulos), promovendo o aumento na produção de matéria seca (Peixoto et al., 1987 e Santos et al., 1992)

A adição de CRSU proporciona um incremento na disponibilidade de nutrientes e de substrato carbônico, o que pode mascarar o efeito de metais na biomassa microbiana, que só vem a ser afetada quando

ocorre a contaminação com teores de microelementos elevados, como por exemplo, 1000 mg kg^{-1} de Cu ou Zn (Brookes, 1995; Dahlin et al., 1997).

Segundo Macnaughton et al. (1999) a aplicação de microelementos em concentrações tóxicas pode induzir rápidas mudanças na comunidade microbiana. No entanto, é importante frisar que estes autores utilizaram concentrações de Cd, Co e Sr de 500 mg kg^{-1} , adicionados na forma de sais e, portanto, com disponibilidade muito superior a normalmente encontrada no CRSU.

Mesmo para fertilizantes orgânicos contendo teores elevados de metais, passado um determinado período de depressão da biomassa, após sua aplicação ao solo, a redução da atividade de uma população menos tolerante a alteração das condições ambientais pode ser compensada pelo aumento de outras, mais adaptadas às novas condições (Giller et al., 1998; Roane, 1998; Moreno et al., 1999). Todavia, alguns resultados de estudos ecotoxicológicos têm associado mudanças na estrutura das populações microbianas com decréscimos na biomassa da comunidade edáfica (Frostegard et al., 1993; Frostegard et al., 1996).

A condução de ensaios de longa duração é essencial porque algumas propriedades do solo mudam lentamente e por vezes são de difícil detecção (Seybold et al., 1999; McGrath & Chaudri, 1999). Pouco avanço científico é alcançado por resultados obtidos em laboratório que não podem ser conectados com efeitos que ocorrem no campo ou, quando os mecanismos responsáveis pelos fenômenos observados não são esclarecidos (De Vries et al. 1978; Giller et al., 1998).

Flutuações populacionais de bactérias em condições de campo com depressões maiores que 90 % do total da comunidade bacteriana ocorrem freqüentemente, causados pelo uso de insumos, flutuações de temperatura, potencial de água, pH, distúrbios físicos. Quando a população se recupera num prazo de 30 dias a flutuação pode ser considerada normal, num prazo de 30 a

60 dias, aceitável e, acima deste intervalo, pode ser considerada crítica (Domsch et al., 1983 ⁶, citados por Brookes, 1995).

Juntamente com a biomassa, as transformações de N são consideradas as atividades microbianas mais sensíveis às mudanças ambientais (Brookes, 1995). Por exemplo, mudanças na estrutura da comunidade microbiana podem ser causados por diferentes graus de tolerância ao Cu, um dos elementos de maior participação na dinâmica do N (Dahlin et al., 1997; McCarty, 1999).

Baath (1989) alerta que mesmo processos biológicos mais sensitivos como as transformações do nitrogênio só começam a ser afetados quando atingidas concentrações três vezes superiores aos valores do solo tomado como referência. Em áreas contaminadas com teores de As, Cr e Cu superiores a 1000 mg kg⁻¹, Bardgett et al. (1994) não observaram qualquer alteração na mineralização do N e Yeates et al. (1994) verificaram que, para teores de 12 a 835 mg kg⁻¹ destes metais, embora tenham sido observadas taxas de nitrificação mais lentas nos solos mais contaminados, todo N mineral do solo foi encontrado como NO₃⁻ após 14 dias de incubação. Estes autores consideraram que, em ensaios de longa duração, bactérias tolerantes ao As, Cr e Cu podem ser selecionadas.

Como consequência da elevada diversidade, atividades microbianas podem ser consideradas altamente redundantes (com exceção da nitrificação). Além disto, os elementos potencialmente tóxicos podem sofrer biosorção ou serem dispersos no ambiente pela ação da biota, o que pode aumentar a resistência e resiliência do sistema (Ineson & Anderson, 1985; Beare et al., 1995; Ehrlich, 1997).

O elevado número de fatores que interferem na biodisponibilidade dos microelementos para a microbiota se refletem nas

⁶ DOMSCH, K.H.; JAGNOW, G.; ANDERSON, T.H. An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil micro-organisms. **Res. Ver.** v. 86, p. 65-105. 1983.

grandes diferenças entre os limites considerados tóxicos verificados na revisão feita por Baath (1989).

Um aspecto importante a ser ressaltado com relação à microbiologia do solo e a aplicação de CRSU é que a diminuição dos teores de matéria orgânica em solos cultivados por muitos anos pode aumentar a incidência de fungos causadores de doenças nas raízes (Igwe & Pavan, 1984; Cardoso, 1992_{a,b}) e que a utilização do CRSU pode reduzir a ocorrência de algumas doenças, conforme verificado por Ceuster & Hoitink (1999).

Com relação à presença de agentes patogênicos no CRSU, Pereira Neto & Stentiford (1991) e Fortes Neto & Selbach (1996) verificaram que a compostagem adequada é um processo eficiente para sua eliminação.

2.4.1.3 Efeitos em atributos físicos

A melhoria de atributos físicos como a densidade do solo, capacidade de retenção de água, estruturação do solo e a porosidade é tida como um dos principais benefícios da adubação orgânica para o aumento da produtividade agrícola (Kiehl, 1985).

Pinamonti et al., (1995) verificaram a melhoria de características físicas do solo relacionadas à temperatura e umidade, através da aplicação em cobertura de CRSU em frutíferas.

Khaleel et al. (1981) e Jorge et al. (1991) alertam para a escassez de informações sobre alterações em atributos físicos do solo motivados pela aplicação de resíduos orgânicos. Estes autores consideraram a determinação da densidade um parâmetro de pouca precisão uma vez que, por exemplo, não diferencia macro e microporosidade. A avaliação da condutividade hidráulica conforme realizada por Jorge et al. (1991) é um parâmetro que permite uma melhor diferenciação entre diferentes tratamentos ou formas de manejo.

Um aspecto físico-químico muito importante no que diz respeito a aplicações de CRSU no solo são os efeitos causados sobre a condutividade elétrica.

As alterações na condutividade elétrica provocada por adubos orgânicos é bastante variável, em função da sua composição, das dosagens utilizadas e do balanço hídrico do agroecossistema (Igue & Pavan, 1984).

Segundo Berton (1997), mesmo na dosagem de 80 Mg ha⁻¹ de CRSU a condutividade elétrica manteve-se abaixo de 0,8 mmhos cm⁻¹, não devendo, assim, prejudicar a germinação das sementes e nem o crescimento inicial das plantas. Entretanto, Prado Filho (1986) alerta que aplicações de doses elevadas de composto (160-240 Mg ha⁻¹) podem provocar a salinização do solo, causada principalmente pelo ion K⁺. Costa (1994) trabalhando com vasos em casa de vegetação, verificou que a dose de 90 Mg ha⁻¹ de CRSU provocou um aumento de cerca de sete vezes na condutividade elétrica em relação aos solos não tratados. Este autor considerou o aumento excessivo na concentração salina como um dos principais efeitos da aplicação do CRSU nos solos estudados.

2.4.1.4 Efeitos em atributos químicos do solo

2.4.1.4.1 Aspectos gerais relativos à fertilidade do solo

O teor de matéria orgânica do CRSU pode ser considerado sua característica de maior interesse agrícola, pois além de atuar na melhoria das propriedades físicas do solo e ser fonte de energia para a biota, também pode contribuir para o aumento da CTC do solo e fornecimento de nutrientes.

As maiores participações da matéria orgânica na CTC ocorrem em solos arenosos e os maiores teores de matéria orgânica são encontrados nos solos argilosos. Espera-se que os efeitos benéficos nas propriedades físicas sejam mais pronunciados em solos argilosos e os efeitos nas

propriedades químicas e físico-químicas sejam maiores nos solos arenosos, mais pobres em nutrientes e menos conservadores da matéria orgânica (Verdade, 1956; van Raij, 1967; Santos Filho, 1985 e Prata et al., 1996).

A grande importância da matéria orgânica para a CTC nos solos de carga variável que ocorrem em regiões tropicais é reflexo da baixa atividade da fração argila destes solos (Uehara & Gillman, 1981; Fassbender & Bornemisza, 1987).

Embora a matéria orgânica possa causar redução nos valores de pH através da dissociação de ácidos orgânicos solúveis (Ritchie & Dolling, 1985), normalmente o uso de resíduos urbanos causa a redução da acidez. Com relação aos efeitos da aplicação de CRSU no pH e no alumínio trocável, Mazur et al. (1983) e Peixoto et al. (1987) verificaram que o composto promoveu uma elevação do pH, atribuindo o fato a uma possível complexação do alumínio trocável. Destacaram também a importância do composto no fornecimento de cálcio.

Desde que os fertilizantes orgânicos sejam utilizados de forma adequada, o fornecimento de N pode ser considerado um de seus principais benefícios. Para isso é preciso buscar sincronizar as ofertas dos diferentes compartimentos do solo com as demandas fisiológicas das plantas, estimulando concomitantemente os organismos benéficos, de forma a melhorar os balanços energético e econômico (Anderson & Ingram, 1993; Woomer & Swift, 1994).

Embora os resíduos orgânicos possam conter quantidades apreciáveis de N, dependendo da forma em que este se encontra, ou, ainda, dependendo da composição dos resíduos, este nutriente pode apresentar perdas consideráveis durante o processo de compostagem (Trani, 1981). Mesmo que o CRSU maturado seja rico em nitrogênio, é importante verificar a forma em que ele se encontra e a sua biodisponibilidade, a fim de evitar que a sua imobilização limite a produção agrícola, como foi observado por Spiers et al. (1996).

A maturidade do composto, que pode ser definida como sendo o grau de estabilidade de suas propriedades físicas, biológicas e químicas (He et al., 1992; He et al., 1995), é um fator importante que pode determinar o êxito de sua aplicação na agricultura. A aplicação de compostos imaturos no solo pode causar deficiências de N às plantas devido a imobilização do elemento ou mesmo toxicidade pelo excesso de NH_3 liberado (Sinha, 1975). Pode também causar um decréscimo na concentração de O_2 e no potencial redox, aumentando a biodisponibilidade de alguns microelementos potencialmente tóxicos (Cottenie, 1981, citado por Cravo, 1995). Já o excesso de N pode provocar perdas por volatilização ou por lixiviação (Cassman & Munns, 1980; Hsieh et al., 1981; Lindermann & Cardenas, 1984; Barbarika et al., 1985; Serna & Pomares, 1992).

A disponibilização de N para as culturas dependerá da taxa de mineralização do material orgânico. Em experimento conduzido por Spiers et al. (1996), embora a quantidade aplicada de CRSU tivesse significado um maior aporte de N por área do que o esterco de galinha (444 kg ha^{-1} contra 426 kg ha^{-1}), devido a sua taxa de mineralização mais lenta, sua liberação de N para a solução do solo só superou o esterco de galinha após seis meses da aplicação. Este comportamento diminui o risco de lixiviação de nitratos e evita que a aplicação de CRSU provoque desequilíbrios nutricionais nas plantas, motivados pelo fornecimento de N em excesso, conforme já verificado em ensaios com lodo de esgoto e fontes de N prontamente solúveis por diversos autores (Cassman & Munns, 1980; Hsieh et al., 1981; Lindemann & Cardenas, 1984; Barbarika et al., 1985; Chaboussou, 1987; Serna & Pomares, 1992).

O CRSU contém em média cerca de 12 g kg^{-1} de N (Carmo et al., 1998; Cravo et al. 1998), sendo seu potencial impactante, sob este aspecto, menor que fontes minerais prontamente solúveis ($200 \text{ a } 450 \text{ g kg}^{-1}$ – Malavolta, 1981).

O CRSU pode intervir favoravelmente na dinâmica do fósforo no solo, seja através do incremento da enzima fosfatase, seja diminuindo a retenção por formas inorgânicas. A ação sinérgica entre o composto orgânico e o fósforo ocorre notadamente quando o fósforo é adicionado na forma de superfosfato simples durante o processo de compostagem. (Trani, 1981; Peixoto et al., 1987; Peixoto 1988; Peixoto et al., 1989_a; Peixoto et al., 1989_b; Santos et al., 1992; Castillo et al., 1996; Rivero, 1996).

A contribuição em Ca, Mg e S tem merecido pouca atenção nos trabalhos realizados com CRSU. Quanto ao K, sua presença no composto (2,4 a 7,8 g kg⁻¹ – Chitolina, 1998_a), juntamente com o Na, tem sido discutida mais com relação ao seu potencial de incrementar a condutividade elétrica do que quanto ao seu efeito como nutriente (Costa, 1994; Santos, 1995).

2.4.1.4.2 Efeitos em teores totais e biodisponíveis de microelementos

Ao avaliarmos o efeito do CRSU nos teores de microelementos potencialmente tóxicos em condições de campo é importante não ser esquecido que os agroecossistemas são sistemas abertos e, portanto, sujeitos a diversas fontes de aporte destes elementos.

Fontes antropogênicas de microelementos potencialmente tóxicos

As principais fontes antropogênicas de microelementos potencialmente tóxicos no ambiente são fertilizantes, pesticidas, água de irrigação contaminada, combustão de carvão e óleo, emissões veiculares, incineração de resíduos urbanos e industriais e, principalmente, mineração, fundição e refinamento (Tavares & Carvalho, 1992).

Numa comparação de ordens de grandeza entre as principais fontes de Cd para campos cultivados Sauerbeck (1984) cita os seguintes

valores: fertilizantes fosfatados, de 3 a 7 g ha⁻¹ ano⁻¹; o lodo de esgoto, de 10 a > 25 g ha⁻¹ ano⁻¹; e poeira e chuva, de <3 a 27 g ha⁻¹ ano⁻¹.

Vários trabalhos têm evidenciado a presença de microelementos potencialmente tóxicos como Cd, Pb, Ni e Zn em fertilizantes minerais e corretivos de acidez de solos (Fellemborg, 1980; Mortvedt, 1987). A ocorrência dos microelementos nestes insumos é devida a presença de minerais que os contêm nas rochas usadas como matéria-prima para a sua fabricação e, em menor extensão, pelo processamento das rochas. Segundo Mortvedt (1987), 60% do Cd presente em adubos fosfatados provém da própria rocha fosfática utilizada na fabricação sendo as formas químicas deste elemento solúveis e prontamente disponíveis para as plantas.

A participação dos fertilizantes fosfatados no incremento dos teores de Cd pode variar, em função de sua origem geoquímica (de < 0,03 a 200 mg kg⁻¹), e também em função da taxa de aplicação destes adubos (Williams & David, 1973; Mulla et al., 1980; Sauerbeck, 1984; Mortvedt, 1987).

Segundo Lake (1987a), os superfosfatos apresentam altíssimas concentrações de Cd e estima-se que o aporte deste microelemento, em razão dos fertilizantes fosfatados, é muito maior que a contribuição atribuída a lodos de esgoto. Fellemborg (1980) situa os teores de Cd em adubos fosfatados na faixa de 10 a 100 mg kg⁻¹. Segundo este autor, pesquisas realizadas na Suíça e na Austrália apontaram tais fertilizantes como grandes poluidores do solo em relação a vários microelementos, havendo casos onde os teores de Cd no solo chegavam a 91 mg kg⁻¹.

Os fertilizantes N-P-K utilizados no Brasil normalmente têm concentrações de Cd que são significativamente menores que as de outros países (de < 0,03 a 14,6 mg kg⁻¹), (Lagenbach & Sarpa, 1985; Amaral Sobrinho et al., 1992; Cravo et al., 1998). Porém, uma das misturas N-P-K analisadas por Gabe & Rodella (1999), apresentou teor elevado (112 mg kg⁻¹).

Outra fonte de Cd para os solos cultivados é a utilização de corretivos. Matthews (1984) relata a ocorrência de solos na Inglaterra com teores de Cd superiores a 500 mg kg^{-1} , em virtude de aplicações de calcário. Assim como para os fertilizantes fosfatados, os teores de Cd em corretivos pode ser muito variável em função de sua origem geoquímica ou processo de fabricação, no caso de resíduos. Amaral et al. (1994) utilizando quatro corretivos encontraram concentrações entre $0,61$ e $107,2 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo o teor mais elevado referente a um calcário dolomítico.

Os níveis de Cr em corretivos normalmente podem ser considerados não significativos, ou seja, menores que $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ (Amaral Sobrinho et al., 1992; Cravo et al., 1998). Já em fertilizantes fosfatados ou em misturas N-P-K os teores podem variar de $0,4$ a $3\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ (Amaral Sobrinho et al., 1992; McGrath, 1995; Raven et al., 1997; Cravo et al., 1998; Gabe & Rodella, 1999).

Os teores de Cu em corretivos e fertilizantes minerais são baixos, mas a utilização de esterco de suínos e aves juntamente com os pesticidas podem se constituir em importantes fontes deste elemento.

O uso de CuSO_4 para melhorar a eficiência da nutrição animal, aumentar o ganho de peso e prevenir doenças em cultivos intensivos de suínos e aves (125 a 370 mg kg^{-1} na dieta) pode fazer com que os teores de Cu no esterco passem de 58 a 88 mg kg^{-1} , quando nenhum suplemento é adicionado, para de 1330 a 2367 mg kg^{-1} quando Cu é adicionado (Webber, 1981; Adriano, 1986; Tiller, 1989; Baker & Senft, 1995).

Em estudo comparativo sobre fontes de Cu em área de cultivo de uva (*Vitis vinifera* L.), Moolenaar & Beltrami (1998) verificaram que enquanto o aporte de Cu via lodo de esgoto era de $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o devido ao uso de fungicidas cúpricos integrados com outros pesticidas ficava na faixa de 3 a $16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (manejo convencional) e o aporte de Cu em propriedades de manejo orgânico variava de 15 a $49 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Os teores de Cu em solos sob

cultivo de uva por longos períodos podem atingir valores elevados (500 mg kg^{-1}) em locais em que as condições agroecológicas são mais propícias para o desenvolvimento do míldio da videira (*Plasmopara viticola*), com os teores de Cu_{EDTA} alcançando valores superiores a 100 mg kg^{-1} . Estas plantações em geral não apresentam fitotoxicidade muito provavelmente devido a existência de raízes que conseguem atingir camadas mais profundas, com teores não fitotóxicos. Problemas podem ocorrer quando da renovação do cultivo (Dickinson et al., 1984; Dickinson et al., 1988; Alloway & Ayres, 1997; Brun et al., 1998), ou quando do cultivo de plantas anuais.

Em alguns casos, a aplicação de pesticidas cúpricos foi associada a menor incidência de esquistossomose de forma que, o uso contínuo destes produtos, parece ter potencial para colocar em risco a qualidade dos aquíferos (Dickinson et al., 1988).

Quanto ao Fe e ao Mn, em corretivos e fertilizantes minerais os teores de Fe vão de < 10 a $49\,358 \text{ mg kg}^{-1}$ e os de Mn podem variar de $0,3$ a $6\,700 \text{ mg kg}^{-1}$ (Amaral Sobrinho et al., 1992; Raven & Loepert, 1997; Gabe & Rodella, 1999). Em fontes de micronutrientes Gabe & Rodella (1999) chegaram a encontrar teores de Mn iguais a $109\,604 \text{ mg kg}^{-1}$.

Os corretivos e fertilizantes minerais também podem ser fontes de Ni. Geralmente estes materiais contêm de 7 a 50 mg kg^{-1} de Ni e esterco de fontes diversas podem ter a sua concentração variando de 8 a 268 mg kg^{-1} (Matthew, 1984; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Raven & Loepert, 1997). Algumas fontes de fósforo podem alcançar teores de Ni mais elevados como a apatita de Araxá (118 mg kg^{-1}), o superfosfato simples (99 a 335 mg kg^{-1}) e o termofosfato magnésiano ($3\,300 \text{ mg kg}^{-1}$) (Amaral Sobrinho et al., 1992; Ayuso et al., 1996).

O Pb pode ser adicionado aos solos agrícolas através de contaminação atmosférica; pesticidas (PbHAsO_4) ; impurezas em corretivos e

fertilizantes; aplicações de esterco, resíduos urbanos e industriais (Lagerweff, 1981; Adriano, 1986).

Lagerweff (1981) sugeriu que 80% do Pb presente no ar fosse causado pela combustão da gasolina podendo contaminar significativamente os solos em locais de tráfego intenso. A partir de meados da década de 70 a legislação de diversos países tem restringido o uso de Pb como aditivo na gasolina e o uso do PbHAsO_4 foi substituído por outros pesticidas (Adriano, 1986; Davies, 1995).

Em corretivos o teor de Pb pode variar de 20 a 1 250 mg kg^{-1} , em fertilizantes minerais de < 0,4 a 225 mg kg^{-1} (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Raven & Loepert, 1997). Trabalhando com fontes brasileiras Amaral Sobrinho et al., (1992) e Gabe & Rodella (1999) encontraram para o calcário valores de Pb de até 27,3 mg kg^{-1} ; para os fertilizantes minerais valores de até 275 mg kg^{-1} e no caso específico de fontes de micronutrientes os teores de Pb estiveram entre 95 e 7 494 mg kg^{-1} .

Para o Zn, a utilização de pesticidas como o sulfato de zinco (20% de Zn); manconzeb (16% Mn, 2% Zn) e Zineb e Ziram (1-18% Zn), no caso de algumas culturas pode ser uma fonte importante deste elemento (Adriano, 1986). Com relação a corretivos e fertilizantes minerais, em corretivos os teores de Zn podem variar de 5 a 78 mg kg^{-1} e em fertilizantes fosfatados ou misturas NPK de 84 a 1 070 mg kg^{-1} , chegando em misturas NPK + Zn a atingir teores de Zn de 2 220 a 5 385 mg kg^{-1} (Khan et al, 1981; Amaral Sobrinho et al., 1992; Raven & Loepert, 1997; Cravo et al., 1998; Gabe & Rodella, 1999). O Zn pode ser usado na dieta de aves e suínos ($\pm 100 \text{ mg kg}^{-1}$) para promover o crescimento. A maior parte do elemento normalmente é excretada (80%) de forma que, dependendo da dieta o esterco de animais pode conter teores de Zn entre 150 a 650 mg kg^{-1} (Webber, 1981; King, 1996).

O CRSU como fonte de microelementos potencialmente tóxicos

Assim como outros insumos utilizados nos agroecossistemas, a presença de microelementos no CRSU é muito variável. Segundo Egreja Filho, (1993) eles podem depender de vários fatores, tais como grau de industrialização, época do ano, sistema de compostagem utilizado, pré-tratamento da matéria-prima, metodologia de análise, entre outros. Existem dois mecanismos básicos de contaminação da matéria orgânica: a contaminação direta, por adesão de partículas de pequeno diâmetro de óxidos metálicos, cinzas e limalhas a matéria orgânica úmida e a contaminação por migração de ions metálicos da fração inorgânica para a orgânica (van Roosemalen et al., 1987). A contaminação direta só é completamente evitada através da coleta e estocagem diferenciadas para a fração compostável, uma vez que a alta umidade da mesma (em torno de 65%), impossibilita a separação de partículas finas aderidas à matéria orgânica. A separação após a fase de compostagem e maturação apresenta eficiência nula no controle da contaminação da fração orgânica por microelementos potencialmente tóxicos. (Rosseaux et al., 1992).

Diversos autores citam a necessidade da implantação de programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. Entretanto, dependendo da forma como é realizada, geralmente preocupando-se principalmente com a separação apenas dos materiais a serem destinados à indústria, esta forma de coleta pode gerar um composto tão contaminado quanto o produzido a partir da coleta dos resíduos misturados (Marchiori, 1995).

Numa análise comparativa dos valores de Mo obtidos por Cravo et al. (1998), o composto onde se observou o maior teor do elemento foi o de Brasília, produzido a partir da coleta seletiva dos resíduos sólidos urbanos (37 mg kg^{-1}). No composto de Brasília produzido a partir de coleta convencional o teor de Mo foi significativamente menor (16 mg kg^{-1}). Uma justificativa para tal

comportamento é a contaminação da matéria orgânica por material metálico fino, óleos, solventes, tintas, produtos farmacêuticos e cosméticos, etc. (Egreja Filho, 1993). Outra explicação plausível é a grande variabilidade dos teores de microelementos em CRSU, conforme verificado por Chitolina (1998_a), em levantamento realizado nos compostos produzidos pelas usinas de compostagem da região metropolitana de São Paulo durante dezoito meses.

Normalmente os teores de microelementos em usinas de grande porte, que processam mais de 50 Mg de resíduos urbanos por dia, por exemplo, são maiores do que os de usinas de menor porte. As usinas de maior porte, geralmente, têm catação na esteira de separação menos eficiente e quando possuem biodigestor este equipamento provoca a trituração e mistura íntima dos materiais orgânico e inorgânico, aumentando os níveis de contaminação do composto (Egreja Filho, 1993; Grossi, 1993; Pressinoti & Fernandez Jr., 1995; Abreu et al, 1996; Chitolina 1998_a; Cravo et al, 1998)

Entre os materiais presentes nos resíduos sólidos urbanos que podem contribuir para a elevação dos teores de microelementos no CRSU pode-se destacar os plásticos como a principal fonte de Cd (67 a 77% do total); os metais ferrosos como fontes de Cu e Pb (14 a 50% do Cu e 29 a 50% do Pb); o papel como fonte de Pb (10 a 14%); o couro como fonte de Cr (35%) e a borracha como fonte de Zn (32 a 37%) (Rosseaux et al., 1989).

Avaliando-se os dados de diversos autores pode-se verificar que as concentrações de microelementos em fontes orgânicas provenientes de resíduos urbanos podem variar em função da fonte, forma de coleta, processamento e métodos de amostragem mas, normalmente, os teores no lodo de esgoto são maiores do que no CRSU, com exceção do Pb (El-Bassam & Tietjen, 1977; Thompson & Wagstaff, 1980; McGrath & Cunliffe, 1985; Hernández et al. 1992; He et al. 1992; Egreja Filho, 1993; Grossi, 1993; Hue, 1995; Kabata-Pendias & Adriano 1995; Stratton et al, 1995; Abreu et al, 1996; Berton, 1997; Schulz & Römheld, 1997; Chitolina 1998_{a,b}, Cravo et al, 1998).

O acúmulo de microelementos potencialmente tóxicos nos solos agrícolas

Os principais motivos para a acumulação dos microelementos potencialmente tóxicos no solo são a sua baixa mobilidade (Lima et al., 1995; Collier et al, 1997; Barbarick, 1998) e a sua presença em fertilizantes minerais e orgânicos aplicados ao solo, além do uso de pesticidas, irrigação e a contaminação atmosférica em alguns casos particulares (Adriano, 1986; Kabata-Pendias, 1992; Alloway, 1995)

Mulla et al. (1980), verificaram que após 36 anos de aplicação de adubo fosfatado 71 % do Cd acumulado permaneceu na superfície (0 -15 cm) enquanto o P apenas 45% o que sugere que o Cd seja ainda menos móvel que o fósforo, sendo que vários autores constataram sua mobilidade restrita (Williams & David, 1973; Brams & Anthony, 1988; Bertoncini, 1997; Martin & Kaplan, 1998).

Em experimento com 13 anos de duração Berti & Jacobs (1998) estudaram o balanço de massa do Cd, verificando que este elemento movimentou-se apenas 10 cm ou menos da zona de incorporação, com pouca ou nenhuma presença abaixo de 30 cm. A redução nos teores de Cd nas camadas superiores do solo, com desvios de até 100%, foi atribuída ao movimento lateral nas parcelas causado pelo processo erosivo ou a desuniformidade dos teores no composto aplicado.

No que diz respeito a perdas por lixiviação o Cu é um dos microelementos de menor mobilidade, concentrando-se nas camadas superiores, associado a matéria orgânica, fato constatado por diversos autores (Horowitz & Dantas, 1973; Doner, 1978; Dickinson et al., 1984; McGrath & Lane, 1989; Cabrera et al., 1989; Baker & Senft, 1995; Collier et al., 1997; Barbarick, 1998; Berti & Jacobs, 1998; Brun et al., 1998). No entanto, em alguns casos, a capacidade de adsorção do solo pode ser excedida permitindo uma maior disponibilidade e mobilidade do Cu (Lima, 1994). O aumento da concentração

de elementos tóxicos em relação aos sítios de adsorção ou a formação de complexos podem provocar o incremento da mobilidade destes elementos. (Lund et al., 1976; Matthews, 1984; Lun & Christensen, 1989; Sígolo & Assunção, 1995; Sígolo & Mello Jr., 1995; Amarante, 1997; Naidu et al., 1997; Mello Jr., 1998). Matthews (1984) afirma que espécies químicas catiônicas são menos móveis que formas não catiônicas, as quais incluem complexos e quelatos (polidentados) considerando, entretanto, que a mobilidade do Cu normalmente é baixa, embora possa ser alta sob condições ácidas. Este autor considera que ensaios em coluna ou experimentos de campos em lisímetros apresentam resultados similares. Temminghoff et al. (1997) em ensaio com colunas, usando solo arenoso, verificaram os efeitos da matéria orgânica dissolvida e do pH na mobilidade do Cu. Observaram que quando o pH era de 3,9, cerca de 30% do Cu estava ligado à matéria orgânica dissolvida e a pH 6,6, usualmente também encontrado em solos cultivados que utilizam CRSU, mais de 99 % do Cu estava ligado a matéria orgânica dissolvida, o que aumentaria a sua mobilidade e disponibilidade. McBride (1995) atribuiu o incremento nos teores de Cr e Cu abaixo de 45 cm de profundidade ao movimento de formas solúveis ou colóides orgânicos.

O Mo pode ser lixiviado na maioria dos solos, particularmente naqueles com valores de pH mais elevados e sujeitos a precipitações mais intensas, no entanto, mesmo ocorrendo na forma aniônica, tende a acumular-se na camada superficial devido a associação com a matéria orgânica do solo ou presença de argila consolidada (Thornton, 1981; Adriano, 1986; Barbarick et al. (1998).

Haan (1981), através de aplicações de 20 Mg ha⁻¹ de CRSU em solos argilosos e arenosos, de 1948 a 1971, observou, em média, os seguintes maiores incrementos de microelementos no solo: Zn, 4,5 vezes; Hg, 4,2 vezes; Pb, 4,0 vezes e Mo 3,7 vezes.

Nos trabalhos sobre aplicação de CRSU por longos períodos realizados no Brasil, Lima et al. (1995) e Collier et al. (1997) observaram que o elemento que verificou maior incremento devido a aplicação de CRSU foi o Cu. No glei pouco húmico com 11 anos de aplicação houve um incremento de 10 vezes no teor das áreas tratadas em relação às áreas tomadas como referência (de 3,1 para 34,9 mg kg⁻¹) (Collier et al., 1997). No podzólico vermelho-amarelo Lima et al. (1995) observou um incremento de 4 vezes na área com 4 anos de aplicação de CRSU (de 13,8 para 53,2 mg.kg⁻¹) e de cerca de 30 vezes para a área com 16 anos de aplicação de CRSU (de 1,7 para 48 mg kg⁻¹).

No glei pouco húmico avaliado por Collier et al. (1997), também pode-se observar um aumento significativo nos teores de Zn das áreas tratadas com CRSU (de 23 para 47 mg kg⁻¹) mas no podzólico vermelho-amarelo avaliado por Lima et al. (1995), o Zn apresentou problemas de determinação analítica.

Biodisponibilidade de microelementos potencialmente tóxicos

Com relação a biodisponibilidade de microelementos potencialmente tóxicos o CRSU pode ser considerado como fonte ou como dreno destes elementos.

O DTPA é extrator mais utilizado para prever a biodisponibilidade de microelementos, provavelmente por ser considerado o mais sensível às mudanças nas condições de solo (Coker & Matthews, 1983). Segundo Beckett (1989), em extensa revisão sobre extratores para microelementos em solos e biossólidos, os teores obtidos em DTPA e EDTA podem ser correlacionados, sendo os valores obtidos em DTPA ligeiramente superiores.

O aspecto principal da química dos microelementos potencialmente tóxicos no solo está relacionado à formação de complexos com a matéria orgânica. Enquanto cátions monovalentes (como Na^+ e K^+) se ligam a matéria orgânica por adsorção eletrostática, cátions polivalentes de alguns microelementos potencialmente tóxicos têm a capacidade de formar ligações coordenadas com moléculas orgânicas. Os componentes orgânicos do solo podem formar complexos solúveis ou insolúveis com estes elementos. Os agentes quelantes do solo dividem-se em duas classes: os bioquímicos, dos quais fazem parte ácidos orgânicos, aminoácidos, açúcares, compostos derivados de líquens e outros organismos; e os quelantes húmicos, representados pelos ácidos húmicos e fúlvicos. Sob certas circunstâncias, a concentração de um íon metálico pode ser reduzida em níveis não tóxicos por complexação. Isto é particularmente verdade quando o complexo formado apresenta baixa solubilidade (caso dos ácidos húmicos e outros ligantes de alto peso molecular) (Stevenson, 1982).

A aplicação de matéria orgânica humificada pode ser uma opção para minimizar a toxicidade causada por microelementos potencialmente tóxicos e pesticidas. Stevenson (1982) associa a imobilização de tais elementos tóxicos principalmente ao elevado poder complexante do húmus. Além da redução da atividade dos elementos tóxicos, a ação do húmus evita que estes sejam lixiviados para cursos d'água ou águas subterrâneas.

Em geral, a biodisponibilidade dos microelementos potencialmente tóxicos diminui com o aumento do teor de carbono orgânico do solo, com exceção do zinco, em alguns casos (Lake, 1987_b). Segundo Petruzzelli & Lubrano (1986), citados por Egreja Filho (1993), com o passar do tempo, com a decomposição dos colóides orgânicos do solo espera-se que o efeito protetor da matéria orgânica desapareça. Entretanto, Lake (1987_b), afirma que o efeito da matéria orgânica na imobilização dos metais é notado apenas com o decorrer do tempo. Este autor relata que a

absorção de cádmio, aplicado como lodo de esgoto imediatamente antes do plantio, é no mínimo 10 vezes maior do que quando o plantio se efetua em solos tratados durante vários anos consecutivos com o lodo.

A aplicação de CRSU pode afetar diretamente a disponibilidade dos microelementos. Nas primeiras décadas deste século, na Holanda, o composto era utilizado em locais úmidos para combater doenças de plantas, que mais tarde foram atribuídas a deficiências de Cu (Haan, 1981). Roston & Kimoto (1987) também observaram na cultura da alface cultivada em solo glei respostas altamente positivas à aplicação de Cu. Purves & Mackenzie (1973) verificaram que a adição de CRSU na base de 100 Mg ha^{-1} em alguns casos alterou significativamente os teores de Cu_{EDTA} (de 3,3 para $13,9 \text{ mg kg}^{-1}$) e em outros não (de 6,7 para $6,9 \text{ mg kg}^{-1}$).

A matéria orgânica do solo tem sido associada a um incremento na biodisponibilidade do Mn, pelo seu papel como fonte de elétrons para reações redutoras, por servir de substrato para microrganismos, por participar de reações de adsorção, além de compostos orgânicos provenientes de exsudatos radiculares (Reisenauer, 1988).

O comportamento dos microelementos no sistema solo-planta, além da matéria orgânica pode ser afetado por outros atributos do solo como o pH, a CTC, presença de óxidos e interações entre os microelementos.

De maneira geral a solubilidade dos metais diminui com o aumento do pH, exceto para o molibdênio, que costuma ocorrer na forma aniônica. Lindsay & Norwell (1978) observaram que um decréscimo de uma unidade de pH provoca um aumento da concentração do Zn em 100 vezes. Lake (1987b) verificou aumento nas concentrações de Cd, Co, Mn e Zn da solução dos solos agricultáveis proporcional ao decréscimo do pH, enquanto que os teores de Cu se mantiveram inalterados.

Deficiência severa de Zn normalmente ocorre associada com pH do solo elevado. Prótons competem com o Zn pelos pontos de adsorção,

além de afetar a precipitação e óxidos de Fe e Al, fazendo com que normalmente o pH seja a variável do solo mais determinante no que diz respeito a fitotoxicidade deste elemento, mesmo para teores elevados de Zn ($3\,030\text{ mg kg}^{-1}$) (Matthews, 1984; Albasel & Cottenie, 1985; Adriano, 1986; Chaney, 1994).

Lagerwerff et al. (1977) consideram que alguns metais são mais influenciados pelo pH do que outros, estabelecendo a seguinte ordem: $\text{Zn} > \text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cu}$. A liberação dos metais contidos em biossólidos, segundo Adams & Sanders (1984), ocorre em diferentes valores limite de pH: 4,5 para o Cu; 5,8 para o Zn e 6,3 para o Ni.

Quanto a CTC, Lake (1987b) considerou que este atributo é um dos mais importantes indicadores da capacidade de retenção de microelementos potencialmente tóxicos na fase sólida do solo. Em geral, solos com valores de CTC mais elevados suportam maiores quantidades de metais do que os de baixa capacidade de troca. Por outro lado, Petruzzelli & Lubrano (1986), citados por Egreja Filho (1993), ponderaram que os fenômenos predominantemente eletrostáticos que governam a CTC, constituem-se num dos efeitos atenuantes mais fracos no sentido de manter o metal adsorvido à fase sólida do solo, considerando que os metais na forma trocável são prontamente disponíveis às plantas, superada apenas pelas formas solúveis.

Os óxidos de Mn interagem com as formas biodisponíveis, servindo tanto como fonte quanto como dreno. Além dos fatores edafoclimáticos, a capacidade genotípica da biota parece exercer grande influência atividade de absorção deste elemento (Reisenauer, 1988). A química e bioquímica do Mn no solo é bastante complexa, pelas seguintes razões: pode existir em diversos estados de oxidação; forma óxidos não estequiométricos em estados de oxidação mistos, os óxidos ocorrem em estados cristalinos e pseudocristalinos, seus óxidos formam coprecipitados e provavelmente superestruturas com óxidos de ferro; óxidos e hidróxidos de Fe e Mn exibem

propriedades anfotérica, interagindo tanto com ânions quanto com cátions; processos de oxidação e redução são influenciados por fatores químicos e microbiológicos (Adriano, 1986).

Em condições de campo, a toxicidade de Mn normalmente ocorre em condições ácidas, associadas a toxicidade do Al, ou em ambiente redutor. Em casos severos, altos teores de Mn podem reduzir a absorção de Fe e induzir sua deficiência (Hannam & Ohki, 1988).

A importância da biodisponibilidade adequada de Mn pode ser ressaltada pela forte correlação entre teores do elemento nos tecidos das plantas e incidência de doenças. Os mecanismos de controle podem estar associados a ação direta sobre o patógeno (inibição de processos enzimáticos) ou sobre o hospedeiro (síntese de compostos fenólicos inibidores e lignina) (Chaboussou, 1987; Huber & Wilhelm, 1988).

Face ao menor potencial de risco do Mn para o ambiente e para a cadeia trófica quando comparado com outros metais (Chaney 1983, citado por Adriano, 1986), muitas vezes os estudos envolvendo resíduos não abrangem este elemento. Entretanto, as interações do Fe e Mn com outros elementos potencialmente tóxicos, como o Cd, Cu e Zn é um importante fator que propicia a verificação do efeito platô¹¹ quando da aplicação de biossólidos e CRSU (Chaney, 1993; Chaney & Ryan, 1993; Chaney et al., 1994).

O antagonismo entre o Fe e outros elementos (Cd, Mn, Ni) tem sido observado em diversas culturas onde o excesso de metais provocou uma deficiência induzida de Fe e o aparecimento de clorose (redução na absorção e translocamento do Fe resultando em decréscimo na clorofila). Por outro lado, a presença de compostos de Fe no solo pode reduzir a absorção de outros elementos. A proporção dos elementos no solo e nos tecidos das plantas parece ser mais importante para o metabolismo destas do que as

¹ Efeito platô: limitação do teor dos micronutrientes nas plantas a um determinado patamar, a despeito do aumento de sua concentração no solo (Chaney, 1990_{a,b}; Chaney et al., 1998)

concentrações propriamente ditas (Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Concentrações excessivas de metais produzem cloroses associadas a deficiência de Fe, com sintomas secundários específicos do metal em questão, e, em sendo o Ni, estes sintomas são mais pronunciados do que no caso de outros metais. O Ni é considerado siderófilo e a diminuição da relação Ni:Fe no solo diminui riscos de fitotoxicidade deste microelemento (Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Comparando os efeitos da adição de CRSU nos teores totais e biodisponíveis de microelementos Cabrera et al. (1992) verificaram os seguintes incrementos relativos: com relação aos teores totais - Zn, 36%; Cu, 20%; Pb, 15%; Mn, 5%; Cd, 4,9%; Ni, 3,1%; Cr, 2,8% e para os teores disponíveis - Zn, 230%; Cr, 62%; Fe, 41%; Cu, 22%; Cd, 17%, Pb, 13% e Mn e Ni, 11%.

Os teores de Zn disponível são positivamente correlacionados com os teores totais, com a matéria orgânica, com o teor de argila e a CTC e inversamente correlacionados com o pH e com a saturação de bases (Adriano, 1986). Castro et al., (1992) verificaram uma diminuição dos teores de Zn ao longo do perfil, o que foi atribuído a redução nos teores de matéria orgânica. Entretanto, a disponibilidade do Zn normalmente é baixa em solos orgânicos. Condições redutoras reduzem a disponibilidade do Zn, devido a formação de precipitados insolúveis, sendo que, nestas condições, a matéria orgânica pode ser considerada mais importante do que os óxidos de Fe e Mn para moderar a presença de teores no solo potencialmente fitotóxicos (Adriano, 1986).

A disponibilidade de Zn no solo parece depender de mecanismos bastante complexos, com a participação do pH e dos óxidos de Fe, Al e Mn (McBride & Blasiak, 1979). Kuo et al. (1985) afirmam que embora a disponibilidade do Zn seja marcadamente influenciada pelo pH, freqüentemente este parâmetro é menos determinante do que o teor de óxidos de Fe amorfo.

Para estes autores o teor de matéria orgânica teria pouca influência na biodisponibilidade do Zn para espécies acumuladoras como beterraba e alface.

2.4.1.4.3 Extração seqüencial de microelementos

Quanto a distribuição de espécies químicas metálicas em fertilizantes orgânicos e minerais, a maioria dos trabalhos relacionando microelementos potencialmente tóxicos com matrizes orgânicas, tem se limitado a uma avaliação dos teores totais destes metais, o que não dá idéia da sua mobilidade e disponibilidade no ambiente. Deve-se, entretanto, lembrar que uma vez incorporado o composto ao solo, novos equilíbrios se estabelecem, provocando mudanças nas formas químicas dos metais (Chang et al., 1984).

O uso do teor total de um determinado elemento no solo como critério para estabelecer uma possível contaminação sugere que todas as suas formas químicas causariam o mesmo efeito no ambiente. Todavia, deve-se levar em conta que, cada elemento pode encontrar-se em diferentes formas químicas na solução do solo ou associado a diferentes compartimentos do mesmo. Uma boa ilustração deste fato é a ocorrência comum de deficiências de Fe e Mn em plantas, a despeito de altos teores destes elementos na maioria dos solos cultivados (McBride, 1989).

Além da diversidade genotípica dos organismos que ocorrem em um agroecossistema, diversos atributos do solo podem implicar em diferentes graus de biodisponibilidade, tais como: tipo e quantidade de colóides (minerais de argila, óxidos, matéria orgânica), concentração do elemento e da solução iônica, CTC; pH, pe, presença de elementos competidores ou ligantes orgânicos e inorgânicos, manejo (irrigação, intensidade do cultivo, variedade cultivada, presença de invasoras etc.) (Shuman, 1975, Shuman, 1976, Shuman, 1977; Sims & Patrick Jr., 1978; Kuo & Baker, 1980; Shuman, 1982; Soon & Bates, 1982; Shuman & Hargrove, 1985; Shuman, 1986; Sims, 1986; Shuman,

1988; Keller & Védy, 1994; Ross, 1994_a, Mandal & Hazra, 1997; Shuman & Wang, 1997; Jones, 1998).

O uso de extratores químicos para correlacionar a concentração de microelementos no solo com a absorção destes pelas plantas em condições anormais (deficiência ou toxicidade), têm apresentado mais sucesso para as situações de deficiência (Ross & Kaye, 1994). Uma das razões para que isso ocorra seria a melhor operacionalidade da condução de experimentos de campo para condições de deficiência do que para situações de toxicidade.

Um aspecto que dificulta o poder de previsão da química para situações de excesso de concentração se deve ao fato de que, para análise de risco de toxicidade, as interações entre os atributos do solo e o comportamento dos microelementos ao longo do tempo assumem maior importância.

Uma forma de melhor compreender estes processos é a utilização da extração seqüencial, em que se usam diferentes reagentes com a intenção de solubilizar, de forma seletiva, as diversas formas dos elementos ligados aos componentes do solo de diferentes maneiras, partindo-se de extratores menos agressivos para os adsorvidos fisicamente e fracamente ligados, para a utilização de extratores progressivamente mais destrutivos, visando a solubilização de formas fixadas com energia mais elevada, por vezes até compondo a estrutura dos minerais (Beckett, 1989; Camargo et al., 1999). Diversos fatores podem afetar a quantidade observada em cada fração: i) tempo de contato entre o solo e o extrator; ii) peso da amostra, volume do extrato e relação solo:solução extratora; iii) grau de agitação da extração; iv) temperatura da extração. Entre os principais problemas enfrentados para o emprego da extração seqüencial tem-se a eficiência do extrator e sua seletividade, o que implicou no desenvolvimento de inúmeras técnicas de extração (geralmente utilizando-se de três a oito extratores em seqüência), o que torna extremamente difícil a comparação entre diferentes estudos (Le Riche & Weir, 1963; Tessier et al., 1979; Schalscha et al., 1980; Sposito et al., 1982;

Beckett, 1989; McBride, 1989; Warden & Reisenauer, 1991; He & Singh, 1993; Salomons, 1993; Ross, 1994_a, Gomes, 1996; Gomes et al., 1997; Ma & Rao, 1997).

O termo especiação química normalmente é mais utilizado para as diversas formas de um determinado elemento que ocorrem na solução do solo. Programas para mensurar a especiação iônica têm sido desenvolvidos visando avaliar a fitodisponibilidade destas diferentes formas (Holm et al., 1995; Berton, 1999). Um aspecto importante a ser considerado são as diferenças encontradas entre o ambiente rizosférico e não rizosférico para as diversas espécies presentes no agroecossistema (cultivadas e espontâneas/invasoras) (Luo & Christie, 1997; Jones, 1998). Já o fracionamento das diversas formas químicas dos microelementos pode ser definido basicamente sob dois aspectos: 1) funcionalmente, por exemplo, fração trocável ou fração ligada aos óxidos de Fe e Mn (que pode ser ainda subdividida em ligação elemento-óxido facilmente redutível, ligação elemento-óxido amorfo e ligação elemento-óxido cristalino) e 2) operacionalmente, definida pelos procedimentos ou reagentes utilizados para obter os extratos, por exemplo, fração extraível em MgCl_2 1 mol L⁻¹ a pH 7 (trocável), ou extraível em $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ 0,04 mol L⁻¹ em solução de CH_3COOH a 25% (v/v), a $96^\circ\text{C} \pm 3^\circ\text{C}$ (para microelementos ligados a óxidos de ferro e manganês) (Lake et al., 1984; Ure et al., 1993; Ure, 1995).

A definição operacional possui a vantagem de melhor exprimir as limitações do poder de previsão da extração analítica. Tomando por base a complexidade da atuação de ácidos orgânicos presentes nos exsudatos radiculares, incluindo aquisição de nutrientes, detoxicação de metais, intemperismo de minerais e atração de patógenos (Jones, 1998), no caso de análises laboratoriais de rotina para fins avaliação da fertilidade de solos agrícolas, parece mais plausível a utilização da definição operacional, por exemplo “extraível em DTPA”, do que a definição funcional, “teor biodisponível”. No entanto, no caso da extração seqüencial, a intensidade

e seletividade da extração dependem da ordem em que são utilizados os reagentes e a sua interação com os diferentes componentes, que podem estar presentes no solo em diferentes proporções (Miller et al., 1986_a). Deste modo, a definição operacional para a extração seqüencial, vista de forma isolada, também apresenta limitações.

Em diferentes situações pode ocorrer a dissolução de compostos químicos não similares por um determinado reagente ou ainda, o reagente utilizado pode não ser eficiente para solubilizar totalmente compostos químicos similares (Beckett, 1989). Apesar das perspectivas de evolução dos métodos instrumentais de análise, é conveniente ter-se em mente que, as dificuldades analíticas dos métodos de extração seqüencial podem ser um reflexo da complexidade inerente do sistema solo.

O procedimento analítico para extração seqüencial desenvolvido por Tessier et al. (1979) para sedimentos fluviais vem sendo o método de fracionamento mais amplamente utilizado. Estes autores procuraram associar a definição funcional e a operacional, através do acompanhamento das alterações dos resíduos após cada extração com análises de raios-X.

2.4.2 Microelementos potencialmente tóxicos nas plantas

2.4.2.1 Absorção e transporte de microelementos em plantas

A capacidade de formar complexos bastante estáveis, que geralmente é a responsável pela alta toxicidade de alguns microelementos, tornando possível a alteração de algumas funções metabólicas normais nos seres vivos, pode também reduzir a absorção destes pelas plantas, pois as reações com os minerais e com matéria orgânica do solo prevalecem (Haynes & Traina, 1998, citados por Guilherme, 1999).

A determinação do teor limite de um microelemento no solo depende de sua mobilidade através das diversas rotas de exposição até o

ponto final ou alvo (seres humanos, animais, plantas, biota do solo, predadores), no caso da legislação americana (EPA, 1995; Chaney et al., 1998). A legislação dos países europeus normalmente leva em conta como rota de exposição a cadeia alimentar, onde plantas são diretamente consumidas ou servem de alimento para animais, cujos produtos são consumidos pelo ser humano (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Alloway, 1995).

Em função da baixa taxa de absorção do Pb, o teor permitido para este elemento no solo é bem maior do que o permitido para o Cd, embora o Pb seja mais tóxico que o Cd (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Pierzynski et al., 1994).

Todas as plantas respondem a aumentos na concentração de microelementos potencialmente tóxicos em seu ambiente imediato. A natureza destas respostas dependerá da sensibilidade individual, da intensidade (concentração e duração) da exposição, do metal, propriamente dito, e da forma em que se encontra (Baker & Walker, 1989)

Haan (1981) através de aplicações de 20 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de CRSU de 1948 a 1971 em solos observou, em média, os maiores incrementos de metais no solo eram: Zn, 4,5 vezes; Hg, 4,2 vezes; Pb, 4,0 vezes e Mo 3,7 vezes. No entanto, o maior incremento nas plantas cultivadas foi do Mo (1,8 vezes), sendo do Zn (1,4 vezes) o segundo maior incremento. Estes valores observados por Haan (1981) em área de aplicação de CRSU alertam para o potencial do Mo para causar desbalanços nutricionais nas plantas, talvez pelo fato da elevação do pH nos solos cultivados

Embora o Mo seja considerado pouco tóxico para a espécie humana seu potencial fito e zootóxico deve ser ponderado. No caso das plantas o excesso de Mo pode prejudicar o metabolismo do Fe e para animais, notadamente os ruminantes, teores elevados de Mo na alimentação podem provocar deficiência induzida de Cu (molibdenose) (Adriano, 1986). O risco de molibdenose pode ser maior em solos arenosos, pobres em Cu, ou em solos

com altos teores de matéria orgânica, pela ação da matéria orgânica indisponibilizando o Cu para as plantas (Kubota & Allaway, 1973).

Embora algumas plantas possam acumular altos teores de Mo, devido a capacidade genotípica da planta e solubilidade do elemento no solo, sintomas de fitotoxicidade em condições de campo são raros. O molibdênio normalmente se encontra associado a hidróxidos de Fe e óxidos de Al e com substâncias orgânicas, tendo interações antagônicas com o Cu, Mn e Fe. O mais comum é a ocorrência de deficiência de Mo, principalmente em solos ácidos, ricos em ferro e quando a planta cultivada é uma leguminosa (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Edwards et al., 1995).

Dos metais presentes no CRSU o Cu, o Ni e o Zn são considerados os que mais comumente provocam fitotoxicidade, enquanto que Cd, Cr, Hg, Mn e Pb têm menor potencial para causar problemas neste aspecto. (Coker & Matthews, 1983; Matthews, 1984; Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Alloway, 1995; Werner & Warnusz, 1997; Barbarick et al.; 1998; Berti & Jacobs, 1998).

As concentrações fitotóxicas de Cu, Ni, e Zn ocorrem abaixo dos teores considerados de risco para seres humanos e animais, o que constitui um mecanismo que estabelece uma barreira para a entrada destes elementos na cadeia trófica (Tiller, 1989; Chaney, 1993_{a,b}).

Interações sinérgicas entre microelementos que incrementassem a absorção destes pelas plantas geralmente não são observadas em condições de campo. Comportamentos desta natureza, algumas vezes observados para experimentos realizados em vasos, podem ser resultado da destruição de barreiras fisiológicas provocadas pela concentração excessiva destes elementos (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Outros fatores que podem interferir são a temperatura e umidade do ar e do solo (De Vries & Tiller, 1978), além da ação de ions osmoreguladores (Na^+ , K^+) provocando uma maior absorção de microelementos em condições de vaso ou ainda de casa de

vegetação. (Costa, 1994; Costa et al., 1994_{a,b}; Peverly & Gates, 1994; Santos, 1995).

Com relação a passagem de elementos tóxicos presentes no solo para níveis tróficos mais elevados as plantas podem funcionar como um mecanismo que favorece ou que limita esta transferência. Estes mecanismos dependem da absorção do elemento pela planta, de sua mobilidade dentro da mesma e de qual é a parte comestível da planta.

O transporte a longa distância em microelementos em plantas superiores depende dos tecidos vasculares (xilema e floema) e está particularmente relacionado com a intensidade da transpiração. O modelo de distribuição e acumulação dos microelementos é muito variável, dependendo do elemento considerado, da espécie de planta e da estação de crescimento da mesma. O comportamento mais comum é a predominância dos microelementos nas raízes (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; King, 1996).

Chaney & Oliver (1996) dividiram os elementos em grupos: Grupo 1, elementos que são tão insolúveis no solo que são muito pouco transferidos mesmo quando o solo possui teores elevados (ex. Cr); Grupo 2, elementos que podem ser absorvidos pelas raízes mas não são translocados para a parte aérea em quantidades que representem risco (ex. Pb); Grupo 3, elementos que são absorvidos e translocados, mas os teores fitotóxicos são inferiores aos zootóxicos (ex. B, Cu, Ni, Mn, Zn) e Grupo 4, elementos cujos teores zootóxicos são inferiores aos que provocam fitotoxicidade (ex. Cd e Mo).

2.4.2.2 Riscos toxicológicos para a alimentação humana

Bioacumulação e biomagnificação

Robards & Worsfold (1991) diferenciam bioacumulação e biomagnificação. Biomagnificação diz respeito a transferência de contaminantes

entre níveis tróficos via ingestão enquanto que bioacumulação requer absorção direta independente de cada nível trófico. A bioacumulação depende de dois processos competitivos: absorção e depuração e é relacionada com o nível de contaminação do ambiente e dos fatores que interferem nestes dois processos.

Martin & Coughtrey (1981) afirmam que embora haja evidências de acumulação biológica de microelementos em plantas, herbívoros e animais detritívoros o grau em que isto ocorre é dependente do elemento considerado. O conceito de biomagnificação é proveniente do fato de que contaminantes lipofílicos, como é o caso de organoclorados (ex: o DDT), são efetivamente absorvidos e retidos nos tecidos animais, acumulando-se através dos diversos níveis tróficos (Laskowski, 1991). No caso dos metais, o metil-Hg é o único caso de biomagnificação já verificado em cadeias alimentares. No entanto, diferentemente do que ocorre nos ambientes aquáticos, no caso dos ambientes terrestres a transferência do Hg parece não oferecer risco para os seres humanos. Outros metais que ocorrem em baixas concentrações como o Cd, o As e o Pb podem ser biominimizados ao longo dos diferentes níveis tróficos pois, menos de 1% do total absorvido é retido no corpo dos animais (Beyer ², 1986, citado por Chaney et al., 1998a).

Toxicologia dos microelementos para seres humanos

Em lugar do conceito de “dose diária aceitável” usado para aditivos e pesticidas, no caso dos microelementos potencialmente tóxicos a comissão do CODEX alimentarius (FAO/WHO) para aditivos e contaminantes tem utilizado o conceito de “ingestão semanal tolerável provisória”. Esta diferenciação no período considera que os microelementos têm caráter acumulativo. A indicação “tolerável” em substituição ao termo “aceitável” indica

² BEYER, W.N. A re-examination of biomagnification of metals in terrestrial food chains. *Environ. Toxicol. Chem.* v. 5, p. 863-864. 1986.

uma maior preocupação no caso dos microelementos potencialmente tóxicos e é mais restritiva do que para pesticidas. A avaliação provisória indica a incerteza sobre a ingestão calculada e o grau de susceptibilidade individual (CODEX, 1998; CODEX 1999_{a,b,c}).

Considera-se que em humanos adultos a maior parte do Pb ingerido por via oral é eliminado pelas fezes, sendo que apenas cerca de 10% deste elemento é absorvido. Deste percentual, aproximadamente 76% é eliminado na urina e o restante através de estruturas epiteliais. Para indivíduos jovens, de metabolismo mais intenso, a absorção via oral pode chegar a valores da ordem de 50% da quantidade do elemento ingerido (Albert, 1985). Os cálculos dos valores admissíveis nos alimentos são provisórios, existindo muita controvérsia sobre os níveis toleráveis de Pb no organismos humano. A forma química do elemento utilizada e sua biodisponibilidade têm grande importância para a avaliação da toxicidade. Administrando Pb a ratos Freeman et al. (1992) verificaram que o acetato de Pb se mostrava significativamente mais biodisponível do que concentrações equivalente de Pb fornecidas através de solo contaminado de áreas de mineração. Enquanto que no caso do acetato de Pb o fígado dos animais apresentava concentrações que aumentavam linearmente com as aplicações do elemento, chegando a quase 2 mg kg^{-1} , para a utilização do solo contaminado os teores no fígado dos ratos mantiveram-se num patamar inferior a $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$. Este efeito também ocorreu para os teores verificados no sangue e nos ossos. Este resultado tem grande importância uma vez que a concentração de Pb em bio sólidos é limitada pelos efeitos que a ingestão direta possa causar em crianças (Chaney & Ryan, 1993).

Harrison (1993) apresentam estudo realizado na Inglaterra que apontou que o pão e os cereais, juntamente com as bebidas em geral são os dois principais componentes da dieta que contribuem para a ingestão de Pb pela população (cerca de 20% cada um). Os vegetais verdes, vegetais enlatados e outros vegetais contribuíam com pouco mais de 5% cada um e a

batata com cerca de 3%. Dentro da metodologia de cálculo de exposição da população a um determinado contaminante a definição do tipo de dieta assume grande importância. Segundo o CODEX (1999_b) o Brasil é classificado como grupo K, onde os cereais participam com 19,1% da ingestão de Pb, as raízes e tubérculos com 18,7% e os vegetais participam com apenas 3,7%.

Um aspecto importante a ser considerado é a identificação das fontes de contaminação dos alimentos com o Pb.

O processamento e embalagem podem incrementar significativamente os teores de Pb de gêneros alimentícios, como por exemplo o arroz (7,49 mg kg⁻¹) e o trigo (1,39 mg kg⁻¹). Em alimentos enlatados, em média 30% da contaminação de Pb é proveniente do processamento. (Braude et al., 1980; Concon, 1988; WHO, 1996).

Prado Filho & Cantarelli (1984) avaliando enlatados de extrato de tomate comercializados em Piracicaba (SP) verificaram teores de chumbo entre 0,10 e 34,60 mg kg⁻¹. A proibição pela legislação brasileira do uso da solda de Pb e Sn em embalagens de gêneros alimentícios (BRASIL, 1999) deverá contribuir para reduzir a presença de Pb nos alimentos.

Segundo Chaney & Ryan (1993) a redução do Pb nas emissões atmosféricas e no processamento e embalagem dos alimentos podem decrescer significativamente o conteúdo de Pb nos alimentos. Estes autores citam que Bolger et al. (1991)¹ verificaram que os teores do elemento no sangue de crianças decresceu de 20 a 25 µg dL⁻¹ em 1970 para 3 a 4 µg dL⁻¹ em 1990.

¹ BOLGER, K.W.; JONES, J.W.; LINSOT, D.; WRIGHT, S.K.; STROUBE, W.; CUNNINGHAM, W. Reductions in dietary lead exposure in the United States. *Chem. Spec. Biovail.* v. 3, p. 31-36. 1991.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Solos

3.1.1 Escolha e localização dos solos

Com o auxílio da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - CATI e da ENTERPA (empresa gerenciadora das usinas de reciclagem da região metropolitana de São Paulo) pode-se determinar as principais regiões consumidoras de composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU) e verificar que um dos principais cultivos de hortaliças em que o mesmo é utilizado é a alface (*Lactuca sativa* L.).

Os solos podzólicos representam uma fração significativa das áreas agrícolas próximas à região metropolitana de São Paulo, enquanto que é nos solos glei que se concentra a produção de hortaliças.

Assim, foram identificadas duas áreas agrícolas nas quais o composto tem sido aplicado e cujos solos apresentam características distintas: Área A: um solo glei húmico álico, A proeminente, situada no município de Biritiba Mirim - SP (23 ° 02' S e 46 ° 03' WG), onde foram escolhidas três propriedades agrícolas, uma com uso de corretivos e fertilizantes minerais e, aproximadamente, 12 anos de aplicação de CRSU (utilizou de 1982 a 1989 e de 1994 a 1997 – propriedade 1), e outras duas (propriedades 2 e 3), com uso de corretivos e fertilizantes minerais e orgânicos, mas onde nunca foi aplicado o CRSU; Área B: um solo podzólico vermelho-amarelo distrófico, A moderado, situada no município de Suzano (23 ° 03' S e 46 ° 01' WG) (propriedade 4), com, aproximadamente, 5 anos de aplicação de composto (utilizou em 1989 e de 1994 a 1997) (Figuras 1 e 2).

Figura 1 – Localização das áreas de estudo no Brasil e no Estado de São Paulo*

* Regionais Agrícolas

1- Andradina	11- Catanduva	21- Jaú	31- Pres. Prudente
2- Araçatuba	12- Dracena	22- Limeira	32- Pres. Venceslau
3- Araraquara	13- Fernandópolis	23- Lins	33- Registro
4- Assis	14- Franca	24- Marília	34- Ribeirão Preto
5- Avaré	15- General Salgado	25- Mogi das Cruzes	35- S J da Boa Vista
6- Barretos	16- Guaratinguetá	26- Mogi Mirim	36- S J do Rio Preto
7- Bauru	17- Itapetininga	27- Orlandia	37- São Paulo
8- Botucatu	18- Itapeva	28- Ourinhos	38- Sorocaba
9- Bragança Pta	19- Jaboticabal	29- Pindamonhangaba	39- Tupã
10- Campinas	20- Jales	30- Piracicaba	40- Votuporanga

Figura 2: Localização das áreas "A" (Biritiba Mirim) e "B" (Suzano) em mapa pedológico que abrange a Região Metropolitana de São Paulo (extraído de Oliveira et al., 1999).

3.1.2 Caracterização climática

O clima da região, segundo o IBGE (1977), pode ser classificado como mesotérmico brando, variedade superúmido sem seca. Caracteriza-se por temperaturas amenas, com médias anuais de 19 a 18 °C; sendo que no inverno as mínimas oscilam entre 8 °C e 6 °C. O índice pluviométrico é alto, com valor médio entre 1300 e 1400 mm ano⁻¹, com o período de chuvas mais intensas ocorrendo de dezembro a fevereiro e o período de seca no mês de junho. Segundo o Departamento de Águas e Energia Elétrica - DAEE (1972) a precipitação média de Suzano é de 1310 mm ano⁻¹ e a de Biritiba Mirim é de 1207 mm ano⁻¹.

Como os dois postos climáticos do DAEE na região estão situados em locais com microclima muito diferente das duas áreas estudadas, procedeu-se através dos dados das coordenadas geográficas e da altitude, a estimativa das temperaturas mínimas, das máximas e as médias mensais, utilizando-se o programa desenvolvido por Pedro Jr. et al. (1991). Os dados calculados são apresentadas na tabela 1. O mesmo não foi feito para a pluviosidade em função das duas áreas de estudo serem irrigadas.

Tabela 1. Estimativa das temperaturas mínimas, máximas e médias mensais, através dos dados das coordenadas geográficas e altitude, utilizando-se programa desenvolvido por Pedro Jr. et al. (1991). (Lat. 23° 3', Long. 46° 1', altitude 739 m).

mês	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	ANO
temperatura	° C												
mínima	17,7	17,9	17,1	14,5	11,7	10,2	9,7	10,9	12,9	14,7	15,6	17	14,1
máxima	28,8	28,8	28,4	26,6	24,6	23,5	23,7	25,6	26,6	27,2	27,8	27,9	26,6
média	23,2	23,4	22,8	20,5	18,2	16,8	16,7	18,3	19,8	20,9	21,7	22,4	20,4

3.1.3 Caracterização dos solos estudados

As características morfológicas foram determinadas através de levantamento de campo, seguindo as recomendações de coleta e interpretação de Lemos & Santos (1984) e Oliveira et al. (1992). Para fins de classificação dos dois solos, foram realizadas em amostras coletadas do perfil análises químicas para fins de fertilidade, análises após ataque sulfúrico, granulométrica e mineralógica, conforme metodologias de, respectivamente, van Raij & Quaggio (1981); Embrapa (1979); Kiehl (1979) e Jackson (1969).

Os resultados são apresentados nas tabelas 2 e 3.

Para o glei húmico os minerais identificados na fração argila avaliados por difração de raios-X foram: caolinita, gibbsita e muscovita, enquanto que os da fração silte foram: quartzo, muscovita, ortoclasio e oligoclase. A análise termodiferencial da fração argila apresentou 68,5% de caulinita e 19,0% de gibbsita. O percentual de ferro determinado com oxalato foi de 0,01%.

Para o solo podzólico vermelho-amarelo os minerais identificados na fração argila foram: caolinita, gibbsita, vermiculita/clorita e muscovita, enquanto que os da fração silte foram quartzo, pirofilita, ortoclasio e oligoclase. A análise termodiferencial da fração argila apresentou 32,1% de caulinita e 66,5% de gibbsita. O percentual de ferro determinado com oxalato foi de 0,16%.

Tabela 2. Atributos do Solo glei húmico álico, A proeminente, textura média arenosa, relevo de várzea

Tabela 2a. Análise química para fins de fertilidade

horizonte	pH CaCl ₂	M.O. gdm ⁻³	P mg.dm ⁻³	mmol _c .dm ⁻³						T	V	m
				K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB			
A _o	3,9	67	7	0,5	6	1	20	109	7,5	116,5	6	73
B _g	4,0	118	3	0,1	2	1	19	135	3,1	138,1	2	86

Tabela 2b. Características morfológicas

horizonte	profundidade de (cm)	cor (Munsell) úmida	Textura	Estrutura			Consistência			Transição	Cerosidade
				tipo	tamanho	grau	seca	úmida	molhada		
A _o	0 - 40	5 Y 2/1	argilosa	granular	médio	moderada	-	multo friável	ligeiramente pegajosa	clara	ausente
B _g	40 - 220	5Y 2/1	média arenosa	blocos angulares	médio	moderada	-	pouco friável	multo pegajosa	clara	ausente

Tabela 2c. Mineralogia determinada por difração de raios-x, percentual de Fe em oxalato e análise termodiferencial

difração de raio-x	argila	caolinita, gibbsita, muscovita
	silte	
	0,01 %	
% Fe (oxalato)	quartzto, muscovita, ortoclásio, oligoclase	
análise termodiferencial	gibbsita 19,01%; caulinita 68,45%	

Tabela 2d. Análise resultante do ataque sulfúrico

horizonte	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	MnO	ki	kr
	%						
B _g	13,30	18,56	1,01	0,49	0,01	1,22	1,18

Tabela 2e. Análise granulométrica e atividade da argila

horizonte	areia	silte	argila	classe de textura	ativ. argila * mmol _c .dm ⁻³
	%				
A _o	36	18	46	argilosa	253,3
B _g	49	31	20	média-arenosa	690,5

* sem correção para carbono

Tabela 3. Atributos do solo podzólico vermelho-amarelo distrófico, A moderado, textura muito argilosa, relevo suave ondulado

horizonte	pH CaCl ₂	M.O. g.dm ⁻³	P mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³						T	V	m
				K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB			
A	4,1	32	1	3,1	5	3	5	72	11,1	83,1	13	31
B ₁₁	4,1	17	2	1,6	2	1	0	34	4,6	38,6	12	0
B ₂	5,1	11	1	0,6	2	1	0	20	3,6	23,6	15	0

Tabela 3b. Características morfológicas

horizonte	profundidade (cm)	cor (Munsell)	Textura	Estrutura			Consistência			Transição	Cerosidade
				tipo	tamanho	grau	seca	úmida	molhada		
A	0 - 20	2,5 Y 5/6	muito argilosa	blocos subangulares	grande	moderada	ligeiramente dura	friável	ligeiramente pegajosa	clara	ausente
B ₁₁	20 - 70	7,5 YR 5/6	muito argilosa	blocos subangulares	grande	moderada	ligeiramente dura	firme	ligeiramente pegajosa	clara	ausente
B ₂	70 - 190	10 R 4/6	muito argilosa	blocos subangulares	grande	moderada	ligeiramente dura	friável	pegajosa	-	presente abundante

Tabela 3c. Mineralogia determinada por difração de raios-x, percentual de Fe em oxalato e análise termodifereencial

difração de raio-x	argila
	caolinita, gibbsita, vermiculita/clorita, muscovita
	quartzo, pirofilita, ortoclasio, oligoclase
	0,16%
% Fe (oxalato)	
análise termodifereencial	gibbsita 66,51%, caulinita 32,14%

Tabela 3d. Análise resultante do ataque sulfúrico

horizonte	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	MnO	Ki	Kr
	%						
B ₁₁	9,40	29,88	11,33	1,10	0,01	0,53	0,43
B ₂	13,50	31,31	11,19	1,03	0,01	0,73	0,60

Tabela 3e. Análise granulométrica e atividade da argila

horizonte	areia	silte	argila	classe de textura		ativ. argila *
	%					mmol _c .dm ⁻³
A	20	11	69	muito argilosa		120,4
B ₁₁	18	6	76	muito argilosa		50,8
B ₂	11	6	83	muito argilosa		28,4

* sem correção para carbono

Os solos das áreas escolhidas receberam em média $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ($80 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, base seca a 70°C até peso constante) de CRSU, sendo procedentes das Usinas de Santo André (Santo André - SP) e São Matheus (São Paulo - SP). As concentrações de alguns elementos em compostos maturados das duas usinas, segundo acompanhamento realizado por Chitolina (1998a) durante 18 meses, são apresentados na tabela 4.

3.1.4. Amostragem dos solos

Para o glei húmico (propriedades 1, 2 e 3) foram realizadas amostragens em duas etapas, sendo a primeira em fevereiro de 1998 e a segunda em setembro de 1998.

Na primeira etapa as amostras na propriedade 1 foram coletadas em três áreas distintas: uma em canteiros, no momento da colheita da alface; em outros canteiros, no momento do plantio da alface (uma semana após a aplicação do composto) e numa área adjacente aos canteiros, com predominância de gramíneas, nunca cultivada anteriormente e que serviu como comparação.

Na segunda etapa as amostras foram coletadas no momento da colheita da alface, também em três áreas distintas: uma em canteiros onde foi aplicado composto (a mesma da primeira etapa, mas não exatamente nos mesmos canteiros - propriedade 1) e as outras duas em canteiros de áreas adjacentes, onde nunca foi aplicado CRSU (propriedades 2 e 3).

Tabela 4. Teores máximos e mínimos de elementos químicos encontrados em composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU) maturado, das usinas de compostagem de Santo André e São Matheus

macroelementos	mínimo		máximo		média geral	
	g kg ⁻¹					
	S. André	S. Matheus	S. André	S. Matheus	S. André	S. Matheus
Ca	45,3	33,6	65,3	63,7	55,3	46,6
Fe *	24,6	16,3	38,2	38,4	32,44	26,5
K	2,4	2,4	7,8	5,2	4,13	3,6
Mg	3,0	2,6	5,8	5,4	4,31	4,1
Na	2,2	2,2	8,6	5,6	4,29	3,8
P	6,1	4,2	11,1	14,3	9,26	9,1
microelementos	mínimo		máximo		média geral	
	mg kg ⁻¹					
	S. André	S. Matheus	S. André	S. Matheus	S. André	S. Matheus
B	17,5	12,8	57,1	69,6	32,1	25,3
Cd	9,7	4,5	14,3	12,6	10,4	7,7
Cr	141,2	102,8	366,2	266,5	226,2	179,9
Cu	162,6	107,5	717,6	983,5	284,3	336,2
Mn	311,5	242,7	517,8	466,1	384,7	342,8
Ni	47,9	32,1	134,7	120,0	90,7	68,4
Pb	164,8	105,0	1631,0	411,7	375,9	208,7
Zn	885,5	684,0	1556,0	1671,0	1259,8	1098,0

Fonte: Chitolina, 1998_a

* Fe - macroelemento no solo e microelemento na planta (Kabata-Pendias & Pendias, 1992)

Para o podzólico vermelho-amarelo (propriedade 4) foram realizadas amostragens, numa só etapa (fevereiro de 1998), em quatro áreas distintas, ou seja, em canteiros no momento da colheita da alface, em outros canteiros no momento do plantio da alface; em outros canteiros no momento da colheita da beterraba (*Beta vulgaris* L.) e numa área adjacente aos canteiros, com predominância de gramíneas, não cultivada anteriormente nem foi aplicado composto e que serviu como comparação.

Na primeira etapa de coleta do glei e na única etapa de coleta no podzólico, a superfície dos canteiros amostrados correspondeu a 300 m². A amostragem foi feita de modo a obter-se uma amostra para cada dois metros quadrados, com seis repetições. Nas áreas adjacentes às cultivadas foram coletadas 20 amostras.

Na segunda etapa de coleta do glei húmico obtiveram-se também amostras para cada dois metros quadrados, mas o número de repetições por área foi reduzido para quatro.

As amostras foram coletadas à profundidade de 30 cm, que é a camada periodicamente revolvida pelos implementos e considerada a principal zona de absorção, uma vez que as hortaliças são de ciclo curto e os elementos em estudo geralmente apresentam baixa mobilidade, com exceção do boro (Gupta et al., 1985; Dudka & Chlopecka, 1990; Dowdy et al. 1991; Giusquiani et al., 1992; Lopez & Petruzzelli, 1993; Oliveira & Portas, 1993; Matos et al., 1996).

Para a análise micromorfológica foram coletadas 20 amostras indeformadas do horizonte superficial (0 - 30 cm) dos dois tipos de solos.

Para análise da densidade aparente foram coletadas no glei húmico 20 amostras com anel de Kopeck de 50 cm³, conforme descrito em Kiehl (1979).

3.1.5 Preparo das amostras para análise

As amostras de terra coletadas nos dois solos (1090 amostras) foram secas ao ar, trituradas, homogeneizadas individualmente e passadas em peneira de 2,00 mm de abertura de malha.

Com o auxílio de um cachimbo de 10 cm³ procedeu-se a obtenção das amostras compostas, seguindo-se nova homogeneização. As amostras compostas assim preparadas foram colocadas em sacos plásticos, previamente lavados, secos e identificados e armazenados em refrigerador a 5 °C até o momento da sua utilização nas diversas análises.

3.1.6 Atributos micromorfológicos

Nas análises micromorfológicas foram preparadas 10 laminas de cada um dos dois tipos de solo, no Núcleo de Pesquisas em Geoquímica e Geofísica da Litosfera (NUPEGEL/USP). As amostras foram recobertas por um filme de carbono, com o auxílio do equipamento Sputter Coater S150B. Após o processo de recobrimento as amostras foram analisadas no microscópio eletrônico de varredura (MEV), para os estudos morfológicos. Análises químicas semi-quantitativas foram realizadas através de microanálise de raios-X por espectrometria de energia dispersiva (EDS).

3.1.7 Atributos microbiológicos

Nas análises microbiológicas a biomassa microbiana foi determinada por fumigação-extração (Vance et al., 1987). Esta forma de medição da biomassa correlaciona-se significativamente com o método

fumigação-incubação (Jenkinson & Powson, 1976) e sendo mais rápido e menos trabalhoso, é mais aplicável a operações de rotina. É considerado um parâmetro sensível a alterações ambientais (Rodrigues et al., 1994; Brookes, 1995; Moreno et al., 1999). Utilizaram-se nestas análises apenas amostras do glei húmico coletadas na segunda etapa.

Também para verificar se a utilização de CRSU nas condições de campo do presente estudo provocou alguma alteração na estrutura da comunidade microbiana, foi realizada a determinação do número mais provável de fungos e bactérias pelo método de plaqueamento por gotas (Jahnel, 1999), considerado sensível a adição de diferentes formas de matéria orgânica e à concentração de microelementos.

Nas áreas estudadas, a alface chega a ser cultivada quatro vezes por ano e a aplicação de fertilizantes, corretivos e pesticidas (principalmente herbicidas) é intensa, práticas que podem afetar significativamente a população microbiana (Kennedy & Gewin, 1997; Ananyeva et al., 1999; Bardgett & McAlister, 1999; Marchiori Jr. & Mello, 1999; Simek et al., 1999). Desta forma, além das amostras coletadas em área não cultivada, também foram coletadas amostras em propriedades adjacentes a propriedade 1, com formas de manejo da cultura semelhantes e que nunca receberam aplicação de CRSU, visando verificar se a sua utilização esta provocando na microbiota das áreas estudadas algum efeito adicional ao uso de outras práticas agrícolas.

3.1.8 Atributos físicos e físico-químicos

Para verificar possíveis variações nos parâmetros físicos e físico-químicos foram determinados a densidade aparente, usando a metodologia proposta por Kiehl (1979) e a condutividade elétrica, conforme Embrapa (1979).

3.1.9 Teores totais e teores considerados biodisponíveis dos microelementos no solo

As amostras compostas, obtidas conforme descrito no item 3.1.5; foram trituradas em moinho tipo Wiley, utilizando-se peneira de 0,42 mm de abertura de malha, seguindo-se nova homogeneização. Estas amostras foram colocadas em sacos plásticos previamente lavados, secos e identificados, e armazenadas em refrigerador a 5 °C até o momento das análises.

Para a determinação dos teores totais de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn optou-se por realizar a digestão nítrica-perclórica, conforme utilizada por He et al. (1995) e modificada por Chitolina (1998_a).

O teor total de B não foi obtido porque significaria dobrar os extratos a serem obtidos das amostras e, devido a sua mobilidade (Gupta et al, 1985), este elemento não apresenta maiores problemas no que diz respeito a acumulação.

Para determinação dos teores potencialmente biodisponíveis os microelementos Cu, Fe, Mn e Zn foram extraídos através de DTPA (ácido dietileno triamino penta-acético), sendo o B extraído com água quente. Também foram feitas análises químicas para fins de fertilidade, conforme metodologia descrita em van Raij & Quaggio (1981).

As determinações foram realizadas por espectrometria de absorção atômica, no Setor de Química, do Departamento de Ciências Exatas da ESALQ/USP. Também foram realizadas leituras através de espectrômetro de plasma induzido em argônio, com a colaboração da Seção de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, do Instituto Agronômico de Campinas, tendo sido acrescentada a determinação do Mo.

3.1.10 Extração seqüencial dos microelementos

A extração seqüencial foi realizada de acordo com Tessier et al. (1979) para sedimentos fluviais, com as adaptações feitas por Chitolina (1998_b) para CRSU e solos, apenas para as amostras coletadas na primeira etapa no glei húmico e para todas as amostras coletadas no solo podzólico vermelho-amarelo.

A determinação dos teores de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn presentes nos extratos foi feita por espectrometria de absorção atômica.

3.2 Plantas

3.2.1 Amostragem das plantas

Foram coletadas plantas de alface (*Lactuca sativa* L.) e beterraba (*Beta vulgaris* L.). A escolha da alface justifica-se pelo fato desta espécie ser a principal hortaliça cultivada na região que recebe aplicação do composto e também pela sua alta capacidade de acumulação relativa de Cd. A beterraba foi escolhida pela sua alta capacidade de acumulação relativa de alguns metais como o Cu, Ni e Zn, em relação a outras espécies vegetais, pelo fato de ter as raízes como principal parte comestível e também porque alguns microelementos apresentam pouca capacidade de translocação nas plantas (Cd > B > Zn > Cu > Pb), vindo a concentrar-se nas raízes (Adriano, 1986; Alloway, 1995; Marschner, 1995).

Foram realizadas amostragens em duas etapas, sendo a primeira em fevereiro e março de 1998 e a segunda no mês de setembro do mesmo ano.

Na primeira etapa, no mês de fevereiro, no mesmo momento da coleta das amostras de terra, plantas de alface cultivar verônica (alface crespa), em ambos os solos, e plantas de beterraba, (cultivar ferry moser), todas no ponto de colheita para comercialização. Em cada área amostrada (300 m²) cada repetição foi formada pelo conjunto de cinco plantas inteiras (raízes e parte aérea), num total de 6 repetições. A coleta no mês de março foi feita nas áreas cujas amostras de terra foram coletadas em fevereiro, com plantas no estágio de recém transplantadas ou recém germinadas. Foram coletadas no glei húmico plantas de alface, cultivar hortênsia (alface lisa) e no podzólico vermelho-amarelo foram coletadas plantas de alface, cultivar verônica (alface crespa) após 37 dias de crescimento da alface. Como o cultivo de alface no glei é feito através de mudas e no podzólico através de semeadura direta, no solo podzólico foi necessário esperar 56 dias de crescimento da alface para a coleta, época em que as plantas atingiram o ponto de colheita para comercialização.

Na segunda etapa (mês de setembro de 1998), foram coletadas plantas de alface, cultivar verônica (alface crespa), todas no ponto de colheita comercial, de maneira semelhante a coleta realizada na primeira etapa. Desta feita, foram colhidas amostras apenas da parte aérea e apenas no glei húmico, também em três áreas distintas: uma em canteiros onde foi aplicado composto (a mesma da primeira etapa, mas não exatamente nos mesmos canteiros - propriedade 1) e as outras duas em canteiros de áreas adjacentes, onde nunca foi aplicado CRSU (propriedades 2 e 3).

3.2.2. Preparo das plantas para análise

As plantas de alface foram separadas em raízes, caules e folhas e as de beterraba, em raízes e folhas sendo, posteriormente, cuidadosamente lavadas com água destilada. As diversas partes de cada planta foram lavadas com água destilada, deixadas por alguns minutos em

água deionizada e novamente lavadas com água deionizada. Em seguida, as amostras compostas (5 plantas) foram secas em estufa de ventilação forçada, a 70 °C, até peso constante.

As amostras foram então trituradas em moinho tipo Wiley, utilizando-se peneira de 0,42 mm de abertura de malha, sendo a seguir homogeneizadas. Estas amostras foram colocadas em sacos plásticos previamente lavados, secos e identificados, e armazenadas em refrigerador a 5 °C até o momento das análises.

3.2.3 Teores dos microelementos nas plantas

As amostras compostas obtidas conforme descrito no item 3.2.2 foram submetidas a digestão nítrica-perclórica, de acordo com Sarruge & Haag (1974).

A determinação dos teores de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn no extrato ácido foi realizada por espectrometria de absorção atômica (AAS). Também foram realizadas leituras através de espectrômetro de plasma induzido em argônio, com a colaboração da Seção de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas do Instituto Agrônomo de Campinas, tendo sido acrescentada a determinação do Mo.

3.3 Análises estatísticas

As médias dos valores obtidos nas diferentes análises foram comparadas através do teste t.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Solos

4.1.1 Atributos micromorfológicos

Os resultados da avaliação micromorfológica estão apresentados nas figuras 5 a 8. Não foram encontradas estruturas que evidenciassem processos de neoformação, embora ocasionalmente tenha sido detectada a presença de concreções metálicas (Figuras 5 e 7) e a associação entre fosfato de cálcio e ferro (Figuras 6 e 8). A análise química semi-quantitativa da concreção metálica (Figura 7) poderia sugerir a presença de gibbsita ocluindo metais uma vez que a presença deste mineral é geralmente significativa em solos tropicais com cargas variáveis (Uehara & Gillman, 1981). No entanto, a forma da concreção observada ao microscópio eletrônico (Figura 5) não corresponde ao aspecto da gibbsita.

Amarante (1997) e Mello Jr (1998), avaliando amostras de aterro contaminado com a mesma metodologia do presente estudo, constataram a presença de Mn associado a minerais neoformados (barita e apatita), nódulos metálicos de Fe, Cr e Ni, minerais de ferro com Zn associado e estruturas de forma esférica, com inúmeras cavidades, provavelmente de origem orgânica, que nos perfis contaminados revelaram-se uma armadilha para os microelementos. Os teores de Cu, Mn, Pb e Zn destes perfis contaminados, em mg kg^{-1} , foram: Cu 35 a 560 000; Mn 60 a 71 000; Pb 16 a 24 000 e Zn 23 a 233 000, os quais são bem mais elevados que os observados nos dois solos do presente estudo (tabela 7).

Figura 5. Imagem ao microscópio eletrônico de varredura, obtida com elétrons retroespalhados, mostrando matriz caulínítica e concreção rica em metais (ponto A) do horizonte de superfície do glei húmico (0-30 cm), tratado com composto de resíduos sólidos urbanos.

Figura 6. Fosfato de cálcio na matriz caulínítica, associado com Fe e Ti em horizonte de superfície do podzólico vermelho-amarelo (0-30 cm), tratado com composto de resíduos sólidos urbanos. (imagem à esquerda obtida com elétrons secundários e à direita com elétrons retroespalhados).

Figura 7: Análise química semi-quantitativa da matriz da figura 5 por espectrometria de energia dispersiva.

Figura 8: Análise química semi-quantitativa da matriz da figura 6 por espectrometria de energia dispersiva.

4.1.2 Atributos microbiológicos

Os resultados das análises da biomassa microbiana encontram-se apresentados na figura 9. A biomassa foi maior na área de cultivo menos intensivo e menor uso de insumos, e não diferiu entre a área cultivada tratada com CRSU e a não tratada, com formas de cultivo semelhantes, não diferindo também entre área tratada com CRSU e área não cultivada ($p > 0,05$).

A ação das plantas espontâneas/invasoras e o cultivo menos intenso, mais conservadores da matéria orgânica do solo, associados ao menor uso de insumos (tabela 6), parece ter sido favorável à atividade microbiana.

- 1 – solo não cultivado, com predominância de gramíneas;
- 2 – solo tratado com CRSU, corretivos e fertilizantes;
- 3 – solo tratado com corretivos e fertilizantes, sem aplicação de CRSU;
- 4 – solo tratado com corretivos e fertilizantes (dois anos de pousio), sem aplicação de CRSU.

Figura 9. Avaliação da biomassa microbiana de amostras coletadas no glei húmico através do método da fumigação-extração. Colunas de mesma letra não diferem a 5% de probabilidade.

Vidor et al, (1997), em experimento conduzido a campo em solo podzólico vermelho-amarelo, durante 33 meses, observaram resultados semelhantes nas parcelas tratadas com CRSU ou fertilizante mineral prontamente solúvel, com uma tendência de aumento no número de bactérias e fungos no solo em função da quantidade de composto orgânico aplicada.

A adição de CRSU proporciona um incremento na disponibilidade de substrato carbônico, o que pode mascarar o efeito de metais na biomassa microbiana, que só vem a ser afetada quando ocorre a contaminação com teores elevados de microelementos, como por exemplo, 1000 mg kg⁻¹ de Cu ou Zn (Brookes, 1995; Dahlin et al., 1997).

Decréscimos na biomassa da comunidade edáfica em alguns estudos ecotoxicológicos têm sido associados a mudanças na estrutura da microbiota (Frostegard et al., 1993; Frostegard et al., 1996). A estrutura da comunidade microbiana das áreas estudadas no que diz respeito a fungos e bactérias pode ser observada na Tabela 5. Os números mais prováveis de unidades formadoras de colônias apresentaram grande variabilidade, não tendo sido possível observar uma tendência clara de comportamento nas oscilações da população microbiana.

A interação da biota com elementos potencialmente tóxicos (sensível, tolerante e resistente) pode ser uma estratégia ecológica importante para a resistência e resiliência do sistema solo em resposta a alterações das condições ambientais (Doelman et al., 1994; Beare et al, 1995). Em geral, solos com maiores teores de matéria orgânica apresentam maior diversidade (Ovreas & Torsvik, 1998). Seguindo este raciocínio, a adição de CRSU pode aumentar a concentração de teores de elementos tóxicos mas também aumenta a capacidade de suporte do sistema pelo aumento da biodiversidade.

Além disto, ocorre o incremento de outros componentes limitantes como matéria orgânica e óxidos que podem reduzir a biodisponibilidade de elementos potencialmente tóxicos (Chaney, 1994; Chaney et al., 1994; Brown et al., 1998).

Tabela 5. Número mais provável de microrganismos em amostras do glei húmico (0-30cm), determinado através do método de plaqueamento (para 5 repetições). Números seguidos de mesma letra não diferem a 5% de probabilidade.

amostras *	microscópio nas diferenças a 0% de probabilidade:			
	fungos		bactérias	
	u.f.c (unidades formadoras de colonias)			
data de leitura	14/Set	01/Out	14/Set	01/Out
não cultivado	17 625ab	7 750a	18 250a	47 500a
propriedade 1	6 000a	11 750ab	357 500b	537 500b
propriedade 2	38 250b	9 875ab	117 500b	395 000ab
propriedade3	6 200a	2 450b	106 250ab	251 250ab

* solo não cultivado, com predominância de gramíneas, não tratado com composto (CRSU)

propriedade1, tratado com CRSU, corretivos e fertilizantes

propriedade 2, tratado com corretivos e fertilizantes minerais, sem aplicação de CRSU.

propriedade 3, trat. com corret. e fertiliz. (dois anos de pousio), sem aplicação de CRSU.

Segundo Macnaughton et al., (1999) concentrações tóxicas de microelementos podem induzir rápidas mudanças na comunidade microbiana. No entanto, é importante frisar que estes autores utilizaram concentrações de Cd, Co e Sr de 500 mg kg⁻¹, adicionados na forma de sais e, portanto, com disponibilidade muito superior a normalmente encontrada em áreas tratadas com CRSU.

Nas condições do glei húmico do presente estudo e da forma como foi utilizada a determinação do número mais provável de microrganismos desenvolvida por Janel et al. (1999), não foi verificada alteração da estrutura da comunidade microbiana relacionada com a utilização de CRSU.

As enormes disparidades entre as concentrações de metais consideradas tóxicas em inúmeros estudos (Baath, 1989), refletem a complexidade dos fatores edáficos que interferem na interação destes elementos com a comunidade microbiana. Por exemplo, freqüentemente tem sido observado a grande influência do pH na biodisponibilidade destes elementos, pelo seu grande efeito na solubilidade e na especiação química de metais (Shuman, 1977; Sims & Patrick, 1978; Harrison, 1987; Xian & Shokohifard, 1989; Dudka & Chlopecka, 1990; Wilkens et al., 1998).

Embora os teores totais de Cu e Zn nos solos glei húmico tratados com CRSU onde foram realizadas as avaliações microbiológicas sejam elevados, ($Cu_{TOTAL} = 80 \text{ mg kg}^{-1}$ e $Zn_{TOTAL} = 140 \text{ mg kg}^{-1}$) (tabela 7), estes elementos podem ter tido sua biodisponibilidade limitada pelos valores de pH observados, em torno de 6,4 (tabela 6), com seus teores sendo: $Cu_{DTPA} = 20 \text{ mg kg}^{-1}$ e $Zn_{DTPA} = 40 \text{ mg kg}^{-1}$ - tabela 8.

Os teores totais de Pb do glei observados na propriedade 1 são elevados (120 mg kg^{-1} – tabela 7) mas este elemento pode ser considerado pouco tóxico para a microbiota quando comparado com o Cd, Cr, Hg e Zn (Mariscal et al., 1995).

Além do pH, outros mecanismos podem ser responsáveis pela resistência e/ou resiliência do sistema solo. A natureza do processo pode ser física (umidecimento/secamento), biológica (biosorção microbiana, tolerância, redundância de funções) ou química (complexação, precipitação, reconversão¹) (Uren, 1992; Giller et al., 1998; Seybold et al., 1999).

4.1.3 Atributos físicos

Os resultados da determinação da densidade aparente são apresentados na figura 10.

¹ Reconversão: migração de microelementos potencialmente tóxicos (ex: Ni), ao longo do tempo de contato com o solo, para formas químicas menos disponíveis (Uren, 1992). Este fenômeno poderia explicar a não confirmação da hipótese da bomba relógio química em ensaios de longa duração (Beel et al., 1991; Forstner, 1992; Chaney et al., 1994; Chang et al., 1997; Brown et al., 1998).

Figura 10: Densidade aparente do glei húmico das amostras da segunda etapa. Colunas de mesma letra não diferem a 5% de probabilidade.

Na área tratada com CRSU, embora com um aporte de matéria orgânica de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ($80 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ - base seca) o efeito na densidade em relação à área não cultivada não foi significativo ($p < 0,05$), provavelmente devido ao manejo de solo adotado para o cultivo da alface, com quatro cultivos por ano, uso intensivo de enxada rotativa e também a qualidade da matéria orgânica do composto, com relação C/N de, aproximadamente, 10 (Carmo et al., 1998). Calegari & Pavan (1995) afirmam que os efeitos do material orgânico nas propriedades físicas depende de sua composição e da forma como é manejado e que o cultivo intensivo estimula o consumo de materiais orgânicos estabilizadores do solo pelos microrganismos.

O solo deixado em pousio durante dois anos, com posterior incorporação das plantas invasoras apresentou menor densidade aparente do

que o solo tratado com composto ($p < 0,05$), dando indícios de que o manejo adequado destas plantas pode proporcionar diminuição na densidade aparente.

Pavan et al. (1995_a) verificaram que o manejo adequado de plantas invasoras através de roçadas pode promover o incremento da agregação do solo e Pavan et al. (1995_b) observaram que esta técnica proporcionou o aumento da matéria orgânica do solo, superando inclusive o uso de adubação verde, o que foi atribuído às diferentes relações C/N.

4.1.4 Atributos físico-químicos

Os resultados da determinação da condutividade elétrica aparecem nas figuras 11 e 12. Observaram-se diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) entre os solos onde foi aplicado CRSU e as áreas adjacentes não cultivadas, seja no solo glei húmico, seja no solo podzólico vermelho-amarelo (figuras 11a e 12).

As diferenças entre as amostras coletadas no plantio ou na colheita da alface não aparecem no solo glei, mas ocorrem no solo podzólico vermelho-amarelo. Este fato pode ser atribuído a utilização de maiores doses de adubo nitrogenado em cobertura no solo podzólico, o que também justificaria a diferença observada na área com beterraba (*Beta vulgaris* L.), em relação à área com alface (*Lactuca sativa* L.) (figura 12).

O efeito dos fertilizantes minerais solúveis na condutividade elétrica é maior do que CRSU, conforme pode ser observado na figura 11b, na qual pode-se observar que a propriedade 2, que não utiliza CRSU, apresentou valores de condutividade elétrica significativamente maiores ($p < 0,05$), provavelmente devido ao uso de maiores dosagens de fertilizante mineral em cobertura.

Quanto maior o índice salino do fertilizante, maior o risco de causar dano à cultura devido ao efeito osmótico em períodos de seca ou quando o adubo é localizado muito perto ou junto a semente ou das raízes.

Figura 11. Condutividade elétrica do glei húmico: a) 1ª etapa; b) 2ª etapa.
Colunas com a mesma letra não diferem a 5% de probabilidade.

Figura 12. Condutividade elétrica do podzólco vermelho-amarelo
Colunas com letras distintas diferem a 5% de probabilidade.

O índice salino relativo de alguns adubos nitrogenados em relação ao nitrato de sódio ($\text{NaNO}_3 = 100$), é o seguinte: adubos orgânicos, 3,5; nitrocálcio, 61,1; sulfato de amônio, 69,0; uréia, 75,4 e nitrato de amônio 104,7 (Malavolta, 1981). Desta forma, embora utilizados em menor quantidade os fertilizantes minerais podem vir a causar maior efeito na condutividade elétrica do que os fertilizantes orgânicos, conforme pode ser observado na figura 11b.

As alterações na condutividade provocada pelos adubos orgânicos é bastante variável, em função da sua composição e das dosagens utilizadas e, no caso do CRSU, dos teores de Na e K (tabela 4). Behel et al. (1983) verificaram alterações provocadas pelo lodo de esgoto na condutividade, que passou de $1,54 \text{ mmhos cm}^{-1}$ no tratamento testemunha, para $2,25 \text{ mmhos cm}^{-1}$ (com 50 Mg ha^{-1}) e $3,88 \text{ mmhos cm}^{-1}$ (com 800 Mg ha^{-1}). Já para o CRSU, segundo Berton (1997), mesmo na dosagem de 80 Mg ha^{-1} , a condutividade elétrica manteve-se abaixo de $0,8 \text{ mmhos cm}^{-1}$, não devendo, assim, prejudicar a germinação das sementes e nem o crescimento inicial das

plantas enquanto que Costa (1994), em ensaio conduzido em vasos, verificou um aumento na condutividade elétrica de sete vezes para a dose de CRSU equivalente a 90 Mg ha⁻¹.

Fassbender & Bornemisza (1987) classificam solos com teores entre 0 e 2 mmhos cm⁻¹ como não salinos e entre 2 e 4 mmhos cm⁻¹ como pouco salinos, onde cultivos mais sensíveis podem ser afetados. No presente trabalho, o teor médio de condutividade elétrica mais elevado encontrado foi 1,4 mmhos cm⁻¹ o que permite classificar os solos como não salinos.

4.1.5 Atributos químicos

Os resultados das análises para fins de fertilidade são apresentados na tabela 6.

A avaliação dos teores totais de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn extraídos através da digestão nítrica-perclórica são apresentados na tabela 7. Para fins de comparação são apresentados os limites permitidos de teores destes elementos no solo, segundo a legislação de diversos países europeus e segundo a legislação dos Estados Unidos (Alloway, 1995). A legislação americana é mais permissiva por ponderar as diversas vias de exposição (EPA, 1995).

Os teores considerados biodisponíveis de Cu, Fe, Mn e Zn, extraídos através do DTPA e de B extraídos através de água quente, aparecem na tabela 8.

Tabela 6. Análises químicas para fins de fertilidade dos solos glei húmico e podzólico vermelho-amarelo. Médias seguidas de mesma letra (para o mesmo solo e mesma etapa) não diferem a 5% de probabilidade.

amostras ¹	pH CaCl ₂	M.O. g dm ⁻³	mg dm ⁻³					mmol _c dm ⁻³					%		
			P	S-SO ₄	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	T	V			
glei															
1) não cultivado	4,2a	106a	20a	24a	2,0a	15a	4a	21	179a	21,0a	199,3a	10a	52		
húmico															
2) plantio alfafa	6,4b	98b	489b	67b	13,8b	279b	35b	-	30b	327,5b	357,0b	92b	-		
1ª etapa															
3) colheita alfafa	6,5b	84c	762c	54c	15,5b	303b	37b	-	26c	355,0b	380,5b	93c	-		
glei															
4) propriedade 1	6,4a	78a	467a	63a	12,6a	265a	26a	-	24a	303,6a	327,9a	93a	-		
húmico															
5) propriedade 2	6,1a	112b	468a	78b	15,4a	295a	35b	-	51b	345,6a	396,6b	87b	-		
2ª etapa															
6) propriedade 3	5,6b	142c	199b	60a	7,9b	191b	35b	-	91c	234,1b	325,1a	72c	-		
podzólico vermelho amarelo															
7) não cultivado	4,0a	44a	2a	73a	0,7a	1a	1a	9	100a	2,8a	86,2a	3a	75		
8) plantio alfafa	7,0b	58b	582b	67b	9,5b	253b	39b	-	13b	302,2b	315,5b	96b	-		
9) colheita alfafa	6,7c	54bc	709c	76c	10,8c	256b	36bc	-	17c	302,4b	319,6b	95c	-		
10) colheita bet.	6,8bc	51c	606b	63b	7,0d	261b	34c	-	15d	301,6b	316,6b	95bc	-		

¹ amostra 1: solo não tratado com CRSU, não cultivado, com predominância de gramíneas; amostra 2: coletada no plantio da alfafa, solo tratado com CRSU; amostra 3: coletada na colheita da alfafa, solo tratado com CRSU; amostra 4: propriedade 1, solo tratado com CRSU, corretivos e fertilizantes minerais; amostra 5: propriedade 2, solo tratado com corret./fertiliz. minerais, sem a aplicação de CRSU; amostra 6: propriedade 3, solo tratado com corretivos e fertilizantes (com dois anos de pousio), sem a aplicação de CRSU; amostra 7: solo não tratado com CRSU, não cultivado, com predominância de gramíneas; amostra 8: coletada no plantio da alfafa, solo tratado com CRSU; amostra 9: coletada na colheita da alfafa, solo tratado com CRSU; amostra 10: coletada na colheita da beterraba, solo tratado com CRSU.

1ª etapa - coleta de amostras em fevereiro/98; 2ª etapa - coleta de amostras em setembro/98. CRSU - composto de resíduos sólidos urbanos

SB - soma de bases; T - capacidade de troca catiônica (SB + H + Al); V - percentual de saturação de bases; m - saturação por alumínio

Tabela 7. Teores totais de microelementos nos solos glei húmico e podzólico vermelho-amarelo. Médias seguidas de mesma letra (para o mesmo solo e mesma etapa) não diferem a 5% de probabilidade.

elementos		Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras ¹		mg kg ⁻¹								
glei húmico (propriedade 1) 1ª etapa	1) não cultivado	3,6a	11a	18a	6953a	51a	16a	11a	45a	36a
	2) plantio alfafa	6,0b	36b	83b	13802b	124b	32b	11ab	69b	187b
	3) colheita alfafa	4,9c	30c	66c	11295c	140c	24c	14b	66a	143c
glei húmico 2ª etapa	4)propriedade 1	2,0a	18a	77a	10592a	153a	n.d. ³	11a	120a	142a
	5)propriedade 2	1,5a	20a	25b	4590b	68a	n.d. ³	12ab	73b	77b
	6)propriedade 3	1,5a	10b	15c	3583c	38b	n.d. ³	8b	73b	53c
podzólico vermelho amarelo (propriedade 4)	7) não cultivado	22,7a	33a	29a	62180a	39a	145a	10a	31a	27a
	8)plantio alfafa	21,3ab	61b	73b	63653a	109b	131b	14b	51b	176b
	9)colheita alfafa	20,6b	63b	80c	60417a	103b	126b	15b	57b	171b
	10)colh. beterraba	17,5c	58b	60d	49785b	87c	109c	13ab	-	139c
Limites permitidos ²	Europa	0,5 - 3	30 - 400	40 - 140				15 - 75	40 - 300	100 - 300
	Estados Unidos	20	1500	750				210	150	1400

¹ amostra 1: solo não tratado com CRSU, não cultivado, com predominância de gramíneas; amostra 2: coletada no plantio da alfafa, solo tratado com CRSU; amostra 3: coletada na colheita da alfafa, solo tratado com CRSU; amostra 4: propriedade 1, solo tratado com CRSU, corretivos e fertilizantes minerais; amostra 5: propriedade 2, solo tratado com corret./fertiliz. minerais, sem a aplicação de CRSU; amostra 6: propriedade 3, solo tratado com corretivos e fertilizantes (com dois anos de pousio), sem a aplicação de CRSU; amostra 7: solo não tratado com CRSU, não cultivado, com predominância de gramíneas; amostra 8: coletada no plantio da alfafa, solo tratado com CRSU; amostra 9: coletada na colheita da alfafa, solo tratado com CRSU; amostra 10: coletada na colheita da beterraba, solo tratado com CRSU.

² 1ª etapa - coleta de amostras em fevereiro/98; 2ª etapa - coleta de amostras em setembro/98.
CRSU - composto de resíduos sólidos urbanos

³ Alloway (1995) ⁴ n.d. - não determinado ⁵ " - " abaixo do limite de detecção

Tabela 8. Teores considerados biodisponíveis de B, Cu, Fe, Mn e Zn nos solos glei húmico e podzólico vermelho-amarelo. Médias seguidas de mesma letra (para o mesmo solo e mesma etapa) não diferem a 5% de probabilidade.

amostras ¹		B	Cu	Fe	Mn	Zn
		mg kg ⁻¹				
glei húmico (propriedade 1) 1ª etapa	1) não cultivado	5,7a	0,3a	101a	3,1a	1,0a
	2) plantio alface	5,4a	17,3b	153b	14,7b	41,9b
	3) colheita alface	7,3a	24,2b	147b	16,3b	44,4b
glei húmico 2ª etapa	4)propriedade 1	1,4a	19,4a	107a	7,4a	32,9a
	5)propriedade 2	6,9b	1,5b	29b	4,1b	12,3b
	6)propriedade 3	1,2a	0,8c	25c	2,1c	7,6c
podzólico vermelho amarelo (propriedade 4)	7) não cultivado	0,8a	1,2a	58a	1,8a	1,3a
	8)plantio alface	7,1b	18,5b	65b	29,8b	45,2b
	9)colheita alface	8,2c	17,9c	81c	35,0c	47,7c
	10)colh.beterraba	8,5bc	15,4d	62ab	25,3d	38,5d

1 amostra 1: solo não tratado com CRSU, não cultivado, com predominância de gramíneas; amostra 2: coletada no plantio da alface, solo tratado com CRSU; amostra 3: coletada na colheita da alface, solo tratado com CRSU; amostra 4: propriedade 1, solo tratado com CRSU, corretivos e fertilizantes minerais; amostra 5: propriedade 2, solo tratado com corret./fertiliz. minerais, sem a aplicação de CRSU; amostra 6: propriedade 3, solo tratado com corretivos e fertilizantes (com dois anos de pousio), sem a aplicação de CRSU; amostra 7: solo não tratado com CRSU, não cultivado, com predominância de gramíneas; amostra 8: coletada no plantio da alface, solo tratado com CRSU; amostra 9: coletada na colheita da alface, solo tratado com CRSU; amostra 10: coletada na colheita da beterraba, solo tratado com CRSU.

1ª etapa (fevereiro/98); 2ª etapa (setembro/98)

4.1.5.1 Avaliação da fertilidade do solo

Os resultados das análises para fins de fertilidade estão apresentados na tabela 6. Os valores de pH e a saturação de bases (V%) das áreas cultivadas são significativamente superiores ($p < 0,05$) aos das áreas tomadas como referência para os dois solos. Nas amostras do glei húmico coletadas na segunda etapa pode-se verificar que não houve diferença entre os valores de pH das propriedades 1 e 2 ($p > 0,05$), enquanto que o pH da propriedade 3, com dois anos de pousio e uso menos intenso de insumos, apresentou valores de pH significativamente menores. Efeitos semelhantes foram observados por Peixoto et al. (1987), que verificou o efeito do CRSU para a elevação do pH e por Mazur et al. (1983) que, estudando os efeitos do CRSU no pH e no alumínio trocável, verificaram uma ação simultânea do composto e do calcário para a diminuição do alumínio trocável nos solos.

Os valores da capacidade de troca catiônica (T) e os das bases trocáveis (K, Ca, Mg) das áreas cultivadas também foram significativamente maiores do que os das áreas tomadas como referência ($p < 0,05$). Os teores obtidos por Chitolina (1998_a) na caracterização do CRSU (tabela 4) sugerem que haja participação do composto para o incremento dos teores de K, Ca e Mg, mas os observados no presente estudo não permitem inferir sobre a participação relativa do CRSU quando comparado aos fertilizantes minerais.

Os teores elevados de T e pH observados (tabela 6) podem contribuir para limitar a absorção dos microelementos, conforme já salientado em outros trabalhos (Lindsay, 1978; Mahler, et al., 1982; Lake 1987b; Xian & Shokohifard, 1989; Lehoczy et al., 1998).

Os valores de P das áreas cultivadas são significativamente superiores aos das áreas tomadas como referência para os dois solos ($p < 0,05$). O CRSU é considerado uma fonte pobre em P (Santos et al., 1992; Peixoto et al., 1989_{a,b}). Os valores observados na segunda etapa de coleta no

glei húmico sugerem que os teores elevados de P das áreas avaliadas sejam provocados pelo uso intenso de fertilizantes minerais fosfatados (entre 200 e 1 400 kg ha⁻¹ a cada cultivo, chegando a até quatro cultivos por ano no caso da alface).

Os elevados teores de P podem restringir a absorção do Cd, assim como a de outros microelementos como o Cu, o Fe, o Mo, o Pb e o Zn, através de reações no solo e por mecanismos fisiológicos internos nas plantas, em virtude da diminuição do crescimento das raízes ou devido à redução do estabelecimento de associações micorrízicas (Bingham, 1963; Street et al., 1978; Adriano, 1986; Siqueira & Franco, 1988; Marschner, 1995).

No podzólico vermelho-amarelo os teores de matéria orgânica das áreas tratadas com CRSU foram significativamente superiores ao da área tomada como referência ($p < 0,05$) mas, no glei húmico, o teor de matéria orgânica observado nas áreas cultivadas foi inferior ao da área de referência, a despeito de aplicações de 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de CRSU. Nas amostras do glei húmico coletadas na segunda etapa, os teores de matéria orgânica no solo tratado com CRSU (propriedade 1) foram significativamente inferiores ($p < 0,05$) aos observados nas propriedades 2 e 3. As amostras da área deixada em pousio por dois anos, com posterior incorporação das plantas espontâneas/invasoras (propriedade 3), apresentou teores significativamente maiores que os das outras áreas ($p < 0,05$). Conforme já mencionado na discussão dos valores de densidade do solo, os resultados obtidos podem ser atribuídos ao manejo intensivo adotado e a qualidade de matéria orgânica do CRSU, com relação C/N em torno de 10 (Carmo et al., 1998). Desta forma, o efeito benéfico normalmente atribuído ao uso de CRSU como fonte de matéria orgânica (Kiehl, 1985; Berton, 1997) dependerá da forma de manejo adotada, conforme também observado por Calegari & Pavan (1995) para o uso de adubos verdes.

4.1.5.2 Teores de microelementos (totais e biodisponíveis)

4.1.5.2.1 Boro (teores biodisponíveis)

Os teores de B biodisponíveis encontrados no presente estudo (tabela 8) podem ser considerados altos, conforme limites de interpretação sugeridos por van Raij et al. (1996).

O teor observado no glei húmico não cultivado, e no glei húmico tratado com CRSU nas amostras coletadas na primeira etapa não diferem estatisticamente ($p > 0,05$). Os teores biodisponíveis elevados da área não cultivada podem ser atribuídos à presença deste elemento no material de origem e ao pH 4,2 verificado nestas áreas (tabela 6) pois, segundo Gupta (1993), o boro fica mais disponível em valores de pH abaixo de 6,5.

Os teores de B considerados biodisponíveis observados nas áreas cultivadas do podzólico vermelho-amarelo (tabela 8) foram significativamente superiores aos teores das áreas não cultivadas ($p < 0,05$), o que indica que solos pobres em B podem ter um incremento bastante significativo deste elemento através da aplicação de CRSU e fertilizantes minerais.

A aplicação de fontes minerais solúveis podem ter uma influência bastante significativa nos teores de boro biodisponíveis (propriedade 2) e devido à sua mobilidade, o B pode apresentar variações sazonais, uma vez que o glei húmico tratado com CRSU (propriedade 1) apresentou na segunda etapa teores inferiores de B ($1,43 \text{ mg kg}^{-1}$) do que os apresentados na primeira fase ($5,4 \text{ mg kg}^{-1}$ e $7,3 \text{ mg kg}^{-1}$).

Avaliações dos teores de B normalmente não tem sido incluídas nos estudos sobre a presença de microelementos em resíduos e o impacto da sua utilização. No entanto, Purves & Mackenzie (1973), estudando o efeito da aplicação CRSU em algumas culturas verificaram para a dosagem de

100 Mg ha⁻¹, um incremento no teor de B do solo de mais de quatro vezes (de 0,84 para 4,44 mg kg⁻¹).

No trabalho de Purves & Mackenzie (1974) o potencial de toxicidade do B superou o do Zn, cujo teor considerado biodisponível passou de 7,57 mg kg⁻¹ para 11,63 mg kg⁻¹ e também o do Cu, cujo teor biodisponível pouco se alterou. O teor biodisponível do B considerado fitotóxico por estes autores é 3 mg kg⁻¹. A maioria das áreas amostradas no presente estudo apresentou teores de B superiores a este valor (Tabela 8).

A mobilidade do B pode ser utilizada para minimizar os efeitos tóxicos que podem advir da presença deste elemento no CRSU (12,8 a 69,6 mg kg⁻¹ – tabela 4). A aplicação do composto em culturas tolerantes (beterraba) ou semi-tolerantes (alface) seria outra alternativa. Uma lista da tolerância relativa de algumas culturas ao B é fornecida por Adriano (1986), que considera a utilização do B extraível em água quente conveniente para verificar a disponibilidade deste elemento para as plantas, uma vez que, normalmente, 95 % do B total se encontra em formas não disponíveis.

4.1.5.2.2 Cádmio (teores totais)

Pode-se observar que para os teores Cd nas amostras coletadas no glei húmico na primeira etapa (tabela 7), houve um incremento significativo nos teores de Cd das áreas cultivadas em relação às tomadas como referência ($p < 0,05$). Em todas as áreas do glei húmico coletadas na primeira etapa verificaram-se concentrações de Cd superiores aos limites permitidos em países europeus e inferiores aos admitidos pela legislação dos Estados Unidos (Alloway, 1995).

Considerando-se o teor médio de Cd encontrado nos compostos utilizados nas duas áreas em avaliações realizadas por Chitolina (1998_a) durante dezoito meses (9 mg kg⁻¹ – tabela 4), as aplicações

anuais de 80 Mg ha^{-1} ($720 \text{ g ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de Cd) levariam cerca de 20 anos para alcançar o menor teor de Cd verificado no glei húmico tratado com CRSU, o que sugere a participação de outras fontes.

Os adubos N-P-K usados no Brasil têm concentrações de Cd normalmente menores que as de outros países (de $< 0,03$ a $14,6 \text{ mg kg}^{-1}$) (Lagenbach & Sarpa, 1985; Amaral Sobrinho et al., 1992; Cravo et al., 1998).

Os teores de fósforo disponível dos campos cultivados (cerca de 500 mg dm^{-3} , tabela 6) refletem a utilização de altas doses de adubos fosfatados (até $1\,400 \text{ kg ha}^{-1}$ a cada cultivo, com quatro cultivos por ano). Desta forma, estes fertilizantes devem estar contribuindo para a elevação dos teores de Cd.

Outra fonte provável de Cd para os solos cultivados corresponde aos corretivos. Entretanto, estes materiais normalmente possuem teores de Cd menores que os fertilizantes fosfatados (Amaral et al., 1994) e sua taxa de aplicação nas áreas estudadas é inferior (1200 a $2400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) (tabela 6).

A participação do CRSU parece não ter sido tão relevante quanto se poderia supor a princípio, uma vez que nas amostras coletadas no glei na segunda etapa (tabela 7), os teores de Cd verificados nas amostras coletadas na propriedade 1 (solos tratados com CRSU) não diferiram das propriedades adjacentes que nunca utilizaram o composto ($p > 0,05$).

Os valores verificados nas áreas tomadas como referência no glei húmico ($3,6 \text{ mg kg}^{-1}$) e no podzólico ($22,7 \text{ mg kg}^{-1}$) estão acima dos teores encontrados em condições naturais ($0,01$ a $2,0 \text{ mg kg}^{-1}$), acima da concentração máxima de Cd aceitável em diferentes países europeus ($0,5$ a $3,0 \text{ mg kg}^{-1}$) e, no caso do podzólico, acima da concentração máxima aceitável nos Estados Unidos (20 mg kg^{-1}) (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Alloway, 1995; Chen et al., 1999).

No podzólico vermelho-amarelo, a média dos teores encontrados na área não cultivada foi superior a das amostras coletadas no momento da colheita da alface e não diferiu das coletadas no plantio (tabela 7).

A área sob o cultivo da beterraba no solo podzólico apresentou teor significativamente menor do que as demais áreas ($p < 0,05$).

Entre os principais fatores que poderiam causar a redução dos teores de Cd nas áreas cultivadas temos a absorção pelas plantas, a lixiviação e a erosão. A exportação via absorção normalmente é baixa, menor do que 1% dos teores presentes no solo (Matthews, 1984; McGrath & Lane, 1989). No que diz respeito à lixiviação do Cd, Mulla et al. (1980), consideraram que o elemento seja ainda menos móvel que o fósforo. Após 36 anos de aplicação de adubo fosfatado verificaram que 71 % do Cd acumulado permaneceu na superfície (0 - 15 cm) enquanto que do P acumulado apenas 45%. Vários autores já constataram a mobilidade restrita do Cd (Lund et al., 1976; Brams & Anthony, 1988; Naidu et al., 1997; Tack et al., 1999; Bertoncini & Mattiazzo, 1999).

A erosão pode reduzir significativamente a concentração de Cd da camada superficial. Em ensaio conduzido durante 13 anos, Berti & Jacobs (1998) constataram desvios de até 100%, o que foi atribuído ao movimento lateral nas parcelas em que foi aplicado ou a desuniformidade nos teores do composto. No presente estudo, os tipos de solo e a topografia indicam que o processo de erosão é pouco intenso.

Uma outra possibilidade para a redução nos teores de Cd acumulados seria a migração do elemento para espécies químicas não solubilizáveis pela digestão nítrica-perclórica (Matthews, 1984; Martin & Kaplan, 1998).

Chang et al. (1982) verificaram que quatro anos após cessarem as aplicações de lodo de esgoto o teor de Cd recuperado através da digestão com $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ era de apenas 43 a 60% do total adicionado, embora não houvesse incremento do mesmo nas camadas inferiores e a absorção pelas plantas fosse menor que 1%. Embora no presente estudo a digestão prévia da matéria orgânica com H_2O_2 provavelmente aumente a eficiência da extração com $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$, segundo Matthews (1984) ela não solubiliza metais precipitados ou oclusos em silicatos. Para a extração total do Cd seria

necessária a utilização de ácido fluorídrico o que não é recomendado devido a sua alta corrosividade e difícil manuseio (Berrow & Stein, 1983; McGrath & Cunliffe, 1985; Abreu et al., 1996; Chitolina, 1998_a).

Os menores teores de Cd das amostras coletadas na colheita, em relação às coletadas no plantio, observados nos dois solos, podem ser indícios do efeito do tempo de contato do elemento com a matriz solo (Matthews, 1984) e os menores teores das áreas cultivadas do podzólico vermelho-amarelo em relação à área tomada como referência podem ser um reflexo da maior intensidade do contato do Cd com as partículas do solo provocado pelo revolvimento periódico, fazendo com que nas áreas cultivadas a migração do Cd para formas menos solubilizáveis seja mais intensa (reconversão – Uren, 1992).

Os teores elevados de Cd nas áreas tomadas como referência (tabela 7), principalmente no podzólico vermelho-amarelo, mais inserido na região metropolitana, sugere a possibilidade de contaminação atmosférica deste elemento, hipótese levantada por Lima et al. (1995), avaliando áreas tratadas com CRSU nos municípios de Mairiporã e Caieiras (à noroeste de São Paulo – figura 2). Embora não salientado por estes autores, interessante notar que os teores de Cd nas áreas de referência variaram em função da cobertura vegetal (barranco 10 mg kg⁻¹; eucalipto 8 mg kg⁻¹ e floresta 5 mg.kg⁻¹), o que reforça a hipótese de contaminação atmosférica de Cd na região metropolitana de São Paulo levantada por Lima et al (1995).

O uso do Cd é relativamente recente. A partir da década de 60 começou a ser usado para prevenir a corrosão, estabilizar polímeros, aplicações em eletrônicos e pigmentos que têm grande importância na produção de plásticos, os quais chegam a ter concentrações de Cd da ordem de 1 000 mg kg⁻¹. Este elemento se torna muito volátil acima de 400 °C e, então, passa a ser disperso como aerossol (Rosseaux et al., 1989; Alloway & Ayres, 1997). Incineradores de resíduos, com temperaturas em torno de

1 200 °C são, portanto, uma importante fonte em potencial de Cd para a atmosfera.

Durante a incineração de resíduos domiciliares a queima de diferentes plásticos provoca a formação de complexos clorados em partículas de tamanho diminuto que podem aumentar o tempo de residência do Cd na atmosfera, aumentando o raio de distribuição e o risco de inalação pelo sistema respiratório dos animais (Ross, 1994b)

As emissões atmosféricas podem provocar contaminações em distâncias de até mais de 10 km da fonte geradora no caso de incineradores e mais de 65 km no caso de mineradoras, dependendo do tamanho das partículas e da topografia (Tyler, 1989). Incluindo-se variáveis como condições sazonais de vento e umidade, partículas < 10 µm podem ser depositadas a centenas de quilômetros da fonte geradora (Alloway & Ayres, 1997).

Os teores elevados de Cd observados nas áreas tomadas como referência sugerem que a contaminação atmosférica deste elemento na região metropolitana de São Paulo deva ser melhor investigada.

4.1.5.2.3 Crômio (teores totais)

Os teores de Cr observados nos dois solos (tabela 7) estão abaixo dos limites permitidos nos Estados Unidos e na Europa, com exceção dos limites da Dinamarca e Suécia (30 mg kg⁻¹).

No glei húmico (1ª etapa) e no podzólico vermelho-amarelo pode-se notar que houve um incremento significativo ($p < 0,05$) nas áreas tratadas com CRSU, em relação às áreas tomadas como referência (tabela 7). No glei húmico da segunda etapa não houve diferença entre os teores da propriedade 1 (que recebeu aplicação de CRSU) e propriedade 2 ($p > 0,05$), sugerindo uma participação significativa dos fertilizantes minerais para o teor encontrado. Na propriedade 3, foram encontrados valores significativamente

menores ($p < 0,05$) que os das propriedades 1 e 2, provavelmente devido a um menor uso de fertilizantes, o que foi levantado através de entrevistas com os agricultores e pode ser verificado pelos resultados da análise química para fins de fertilidade da tabela 6.

Aparentemente, os principais motivos para a acumulação do Cr são a sua baixa mobilidade (Lund et al., 1976; Lima et al., 1995; Collier et al., 1997; Barbarick, 1998) e a sua presença em fertilizantes minerais e orgânicos aplicados ao solo.

As diferenças observadas entre as médias das concentrações de Cr das áreas tomadas como referência no glei húmico (11 mg kg^{-1}) e no podzólico (33 mg kg^{-1}) podem ser atribuídas a uma variação natural pois em função da geologia e dos processos de formação dos solos os teores de Cr podem variar bastante. Segundo alguns autores como valores médios pode-se considerar uma faixa de 25 a 85 mg kg^{-1} (Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; McGrath, 1995; Ma et al., 1997). Todas as áreas estudadas apresentaram teores dentro desta faixa.

As amostras do glei húmico tratado com CRSU coletadas na segunda etapa apresentaram teores de Cr (18 mg kg^{-1}) inferiores aos verificados na primeira etapa (30 e 36 mg kg^{-1}), sinalizando a variação espacial da concentração deste elemento nas áreas tratadas com composto da propriedade 1.

4.1.5.2.4 Cobre (teores totais e biodisponíveis)

Os teores totais de Cu nos dois solos (tabela 7) estão abaixo dos limites permitidos nos Estados Unidos (750 mg kg^{-1}) e na Europa (140 mg kg^{-1}), com exceção dos limites da Alemanha, Dinamarca, Noruega e Suécia (40 a 60 mg kg^{-1}).

Para as amostras do glei húmico coletadas na primeira etapa, nas áreas tratadas com CRSU os teores foram maiores cerca de três a cinco vezes ($p < 0,05$) do que os da área tomada como referência e das áreas cultivadas adjacentes tratadas apenas com corretivos, fertilizantes minerais e outras fontes orgânicas que não o CRSU (esterco de galinha, torta de mamona, bagacilho de cana) (tabela 7). Estes resultados indicam que o CRSU seja o principal responsável pelo incremento de Cu observado.

No caso do podzólico vermelho-amarelo, os solos tratados com CRSU apresentaram teores de Cu de duas a três vezes maiores ($p < 0,05$) que os da área tomada como referência (tabela 7).

Os teores totais de Cu nos solos geralmente variam de 1 a 250 mg kg⁻¹ (Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Adriano, 1995; Chen et al., 1999). Em solos do Estado de São Paulo, Valadares (1975) encontrou teores na faixa de 26,1 a 28,8 mg kg⁻¹ para solos hidromórficos e 16,9 a 52,5 mg kg⁻¹ para podzólicos vermelho-amarelos. No presente estudo, todas áreas apresentaram teores dentro da faixa mais usual segundo Baker & Senft, (1995), que vai de 10 a 80 mg kg⁻¹.

Com relação ao Cu_{DTPA}, os valores nas áreas tratadas com CRSU foram significativamente maiores ($p < 0,05$) do que os da área tomada como referência e das áreas cultivadas adjacentes tratadas apenas com corretivos, fertilizantes minerais e outras fontes orgânicas que não o CRSU.

Os teores de Cu_{DTPA} na área de referência do glei húmico (0,3 mg kg⁻¹) foram próximos aos considerados como críticos (0,20 mg kg⁻¹), ou seja, que induzem situações de deficiência do elemento nas plantas. Solos com altos teores de matéria orgânica, como os hidromórficos, ou ainda cujo material de origem é pobre em Cu, como os arenosos, usualmente apresentam deficiência de Cu (Horowitz & Dantas, 1973; McBride & Blasiak, 1979; Reaves & Berrow, 1984). Segundo Minnich et al. (1987) a adição de Cu através de formas orgânicas tem uma maior capacidade de repor e manter a concentração do elemento na solução do solo do que a adição via sal. Portanto, a aplicação

de CRSU em solos hidromórficos pode se constituir uma importante fonte de Cu disponível para as plantas (Haan, 1981).

Nas áreas tratadas com CRSU avaliadas neste trabalho as concentrações de Cu_{DTPA} , próximas a 20 mg kg^{-1} , equivalem a mais de vinte vezes o limite de teores tidos como altos por van Raij et al. (1996) podendo ser consideradas potencialmente fitotóxicas. O valor de Cu_{DTPA} das áreas tratadas com CRSU também é maior do que o limite de 10 mg kg^{-1} considerado tóxico para a atividade enzimática da microbiota do solo (Baker & Senft, 1995; Alloway & Ayres, 1997).

Embora tenha sido constatado no presente estudo que a aplicação de CRSU aumentou significativamente os teores de Cu_{DTPA} , a interação com a matéria orgânica e os valores de pH observados nas áreas tratadas, em torno de 6,5, podem mitigar a toxicidade do Cu. A elevação do pH provocada pela aplicação do CRSU e corretivos e os mecanismos de complexação orgânica são importantes para controlar a disponibilidade e mobilidade do Cu (Lund et al., 1976; McBride & Blasiak, 1979; Mazur et al., 1983; Dickinson et al., 1988; Baker & Senft, 1995; Alloway & Ayres, 1997; Luo & Christie, 1997; Alves et al., 1999).

Com o aumento do pH diminui a solubilidade e disponibilidade do Cu, com redução da fração orgânica e aumento das formas menos solúveis (precipitação de óxidos e hidróxidos) (Coker & Matthews, 1983; Zhu & Alva, 1993).

O Cu é um dos microelementos que melhor ilustra a dificuldade em prever a resposta das plantas aos teores e formas químicas presentes no solo (Sims, 1986; Römkens et al., 1999), provavelmente devido às suas interações com a matéria orgânica, às diferentes capacidades genotípicas de absorção e a presença de associações micorrízicas (Lambert et al., 1979; Adriano, 1986). Miner et al., (1997) verificaram baixa correlação do Cu_{DTPA} com os teores em folhas de alface (0,42) e alta correlação com os teores em folhas de beterraba (0,78).

4.1.5.2.5 Ferro (teores totais e biodisponíveis)

No glei húmico, os teores totais nas amostras do solos tratados com CRSU foram significativamente maiores ($p < 0,05$) que os da área de referência e também do que os solos cultivados em áreas adjacentes que nunca receberam aplicação de CRSU. No podzólico, não houve diferença ($p > 0,05$) entre as áreas cultivadas com alface tratadas com CRSU e a área adjacente, provavelmente devido aos já elevados teores naturais da área tomada como referência (tabela 6).

A abundância do Fe em rochas e solos faz com que este elemento não possa ser conceituado como microelemento nestes ambientes.

Com relação às plantas, pode ser considerado um intermediário entre os macro e micronutrientes, o que ocorre devido a pouca solubilidade de alguns de seus compostos (Fassbender, 1987), conforme pode ser observado pela diferença entre os teores de Fe_{TOTAL} e Fe_{DTPA} (tabelas 7 e 8)

O Fe desempenha um papel especial nos mecanismos de uma série de microelementos e, assim como o Mn, também está envolvido com diversos processos que governam a solubilidade e disponibilidade de outros elementos (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Chaney, 1993), de forma que a inclusão de sua determinação pode ser útil.

A presença de Fe no solo é muito variável. Ma et al. (1997), estudando solos da Flórida, encontraram valores entre 84 e 40 000 mg kg⁻¹ e no caso de solos do Estado de São Paulo pode-se atingir teores mais elevados (podzólico vermelho amarelo 30 000 mg kg⁻¹; latossolo roxo 137 500 mg kg⁻¹; terra roxa 224 000 mg kg⁻¹ - Jacinto et al., 1969, citado por Mello et al., 1989).

Haan (1981), em experimentos com mais de 50 anos de aplicação de CRSU em solos arenosos e argilosos, observou que, em média, os teores de Fe dobraram. Lima et al. (1995), em solos podzólico vermelho amarelo com 4 e 16 anos de aplicação do CRSU, da mesma forma que no

podzólico do presente estudo, não encontraram diferenças entre as áreas tratadas e as áreas tomadas como referência.

A exemplo do que acontece nos solos e em corretivos e fertilizantes (Amaral Sobrinho et al., 1992; Raven & Loeppert, 1997; Gabe & Rodella, 1999) a concentração de Fe no CRSU é também bastante variável, indo de 1 420 a 52 145 mg kg⁻¹ (Hernandez et al., 1992; Ayuso et al., 1992; Abreu et al., 1996; He et al., 1995; Chitolina, 1998_a; Cravo et al., 1998). O incremento ou não dos teores de Fe em função da aplicação de CRSU estará associado a estas variações.

Os resultados obtidos no presente estudo revelam que a aplicação do CRSU aumentou significativamente ($p < 0,05$) os teores de Fe_{DTPA} nos dois solos, principalmente no glei húmico.

4.1.5.2.6 Manganês (teores totais e biodisponíveis)

Os teores totais e os extraíveis em DTPA foram maiores nas áreas tratadas com composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU) do que nas áreas tomadas como referência para os dois solos ($p < 0,05$) (tabelas 7 e 8).

Nas amostras do glei húmico coletadas na segunda etapa comparando os teores de Mn do solo tratado com CRSU e corretivos e fertilizantes minerais (propriedade 1), com os que nunca receberam aplicação do composto (propriedades 2 e 3), os valores Mn_{DTPA} foram superiores ($p < 0,05$) na área com aplicação do composto. Os teores de Mn_{TOTAL} da propriedade 1 foram maiores que os da propriedade 3 ($p < 0,05$), mas não diferiram estatisticamente dos valores observados na propriedades 2 ($p = 0,051$).

A propriedade 3, a que utiliza uma menor quantidade de insumos, foi a que apresentou os menores teores de Mn_{TOTAL} e Mn_{DTPA}. Os resultados sugerem que o CRSU contribui de forma considerável para o

incremento dos teores de Mn e que os corretivos e fertilizantes minerais também (tabelas 7 e 8)

O teor total de Mn no solo pode variar de 3 a 11 500 mg kg⁻¹, podendo ser encontrado de forma uniformemente distribuída ou acumulado no perfil ou subsolo (Muraoka, 1984; Adriano, 1986; Reisenauer, 1988; Smith & Paterson, 1995; Ma et al., 1997).

Em outros trabalhos sobre acúmulo de microelementos no solo provocados por CRSU, Lima et al. (1995) e Collier et al., 1997 verificaram incrementos significativos e que o Mn concentrou-se nas camadas superiores.

Para solos com o pH entre 5,8 e 6,8, como os observados nas áreas cultivadas amostradas no presente estudo, o DTPA pode ser o melhor extrator para determinar o Mn biodisponível (Camargo et al., 1982; Adriano, 1986). A diferença estatística do Mn_{DTPA} observada entre as quatro áreas coletadas no solo podzólico sugerem elevada dinâmica deste elemento (tabela 8).

Segundo Adriano (1986) para uma nutrição vegetal equilibrada a relação Fe:Mn deve ser mantida entre 1,5 e 2,5.

As relações Fe:Mn dos solos estudados aparecem na tabela 9.

Tabela 9. Relação Fe : Mn extraíveis em DTPA nos solos glei húmico e podzólico vermelho-amarelo

amostras	Fe : Mn	amostras	Fe : Mn	amostras	Fe : Mn
glei não cultivado	32	glei * propr. 1	14	podzól. não cultivado	32
glei * plantio alface	10	glei ** propr. 2	7	podzól. * plantio alface	2
glei * colheita alface	9	glei *** propr. 3	11	podzól. * colheita alface	2
				podzól. * colheita bet	2

* solo com aplicação de CRSU, corretivos e fertilizantes minerais

** solo com aplicação de corretivos e fertilizantes minerais, sem aplicação de CRSU

*** solo com aplicação de corret./fertiliz. minerais, sem aplicação de CRSU (2 anos de pousio)

Embora os valores de Mn extraídos em DTPA possam ser considerados altos (van Raij et al., 1996), sua absorção deverá ser limitada, pela presença do Fe, principalmente no solo glei.

A matéria orgânica do CRSU, por servir de fonte de elétrons para reações redutoras e de substrato para microrganismos que atuam na dinâmica do Mn (Reisenauer, 1988), pode estar contribuindo para uma maior disponibilidade do elemento nas áreas tratadas com o composto (tabelas 8 e 9).

A importância da presença do Fe e do Mn nos resíduos urbanos, para limitar a absorção e mobilidade de elementos potencialmente tóxicos e, os efeitos da relação Fe:Mn para o equilíbrio nutricional das plantas, sugerem que, na medida do possível, estes elementos sejam incluídos em estudos futuros.

4.1.5.2.7 Molibdênio (teores totais)

No glei húmico os teores totais de Mo dos solos tratados com CRSU foram significativamente maiores do que as da área tomada como referência ($p < 0,05$) (tabela 7). Como o Mo não pode ser determinado nas amostras do glei húmico coletadas na segunda etapa, na comparação com áreas cultivadas que nunca utilizaram CRSU, a participação relativa das fontes minerais e do CRSU não pode ser estimada.

No podzólico vermelho-amarelo, os teores de Mo dos solos onde foi aplicado CRSU foram significativamente menores do que os da área tomada como referência ($p < 0,05$) (tabela 7). Verifica-se também que os teores de Mo observados nas amostras obtidas na colheita da beterraba, de ciclo mais longo, foram menores do que os verificados na cultura da alface ($p < 0,05$).

O teor de Mo verificado na área tomada como referência no glei húmico (16 mg kg^{-1}) está acima do observado em histosols e outros solos orgânicos (de $0,3$ a $4,6 \text{ mg kg}^{-1}$) e o teor do podzólico (145 mg kg^{-1}) está muito acima dos teores observados em solos derivados de sedimentos modernos (latossolo vermelho escuro e amarelo; podzólico vermelho-amarelo), em levantamento realizado no Estado de São Paulo (de $0,79$ a $3,73 \text{ mg kg}^{-1}$), ou ainda, do que os encontrados normalmente em condições naturais (de $0,1$ a

40 mg kg⁻¹) (Bataglia et al., 1976; Freedman & Hutchinson, 1981; Matthews, 1984; Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Chen et al., 1999).

Mesmo ocorrendo na forma aniônica, o Mo tende a acumular-se na camada superficial devido a associação com a matéria orgânica do solo ou presença de argila consolidada e pela baixa taxa de absorção deste elemento pelas plantas (Thornton, 1981; Matthews, 1984; Adriano, 1986; Barbarick et al., 1998). Este comportamento poderia justificar o acúmulo de teores elevados no presente estudo, mesmo nas áreas cultivadas, irrigadas e com valores de pH de cerca de 6,5 (tabelas 6 e 7).

Não se encontrou uma explicação satisfatória para explicar teores de Mo superiores nas áreas de referência do que nas áreas cultivadas no podzólico vermelho-amarelo podendo-se, porém, aventar a possibilidade de deposição atmosférica.

A contaminação do solo via deposição atmosférica pode ocorrer pela mobilização do Mo, presente em combustíveis fósseis, durante os processos de combustão fazendo com que as concentrações atmosféricas observadas em áreas rurais (0,29 a 1,29 ng m⁻³) sejam diferentes das de áreas industriais (2 a 18 ng m⁻³) (Edwards et al., 1995).

A deposição atmosférica pode ser responsável por concentrações elevadas de Mo em solos (acima de 38 mg kg⁻¹) (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). No presente estudo, enquanto que no glei húmico os teores de Mo variaram de 16 a 32 mg kg⁻¹, sendo os maiores valores observados nas áreas tratadas com CRSU, no podzólico, mais inserido na região metropolitana (figura 2), os teores variaram de 109 a 145 mg kg⁻¹, sendo o maior valor observado na área não cultivada.

Assim como para o Cd, a possibilidade de contaminação atmosférica de Mo deve ser melhor investigada.

4.1.5.2.8 Níquel (teores totais)

Os teores de Ni observados estão abaixo dos limites permitidos na Europa e Estados Unidos. Em algumas áreas cultivadas esteve próximo ou no limite estabelecido por legislações mais restritivas (Dinamarca e Suécia, 15 mg kg⁻¹ - Tabela 7).

Em levantamento realizado no Estado de São Paulo os teores de Ni estiveram entre < 10 e 127 mg kg⁻¹. Em solo hidromórfico foi de 49 mg kg⁻¹ e em podzólico vermelho-amarelo, 23 mg kg⁻¹ (Rovers et al., 1983). Os teores observados nos solos do presente estudo estão abaixo destes valores.

No glei húmico os teores de Ni das amostras coletadas na colheita da alface da área tratada com CRSU foram significativamente maiores do que a área tomada como referência ($p < 0,05$) mas para as amostras coletadas no plantio esta diferença não ocorreu. Nas amostras do glei húmico da segunda etapa o teor de Ni observado na propriedade 1, tratada com CRSU, foi superior ao da propriedade 3, onde nunca foi aplicado CRSU ($p < 0,05$), mas não diferiu dos valores observados na propriedade 2 ($p > 0,05$), que também nunca utilizou CRSU (tabela 7).

No podzólico vermelho-amarelo, os teores encontrados nas áreas de cultivo da alface tratadas com CRSU foram significativamente maiores do que os da área tomada como referência ($p < 0,05$). Os da área cultivada com beterraba não diferiram estatisticamente da área tomada como referência ($p > 0,05$) (tabela 7).

O Ni normalmente apresenta pouca mobilidade no solo, acumulando-se nas camadas superficiais. Sua mobilidade no solo aumenta a medida que o pH e a CTC diminuem. (Doner et al., 1978; McGrath, 1987; McGrath, 1995; Collier et al., 1997; Barbarick et al., 1998; Berti & Jacobs, 1998). Considerando-se os atributos verificados nos dois solos do presente estudo, o Ni deverá ter mobilidade limitada nos solos cultivados, tendendo a acumular-se.

Os resultados obtidos sugerem que, tanto o CRSU quanto outras fontes minerais ou orgânicas devem ter participação no incremento do teor de Ni das áreas cultivadas em relação às áreas tomadas como referência.

Nos trabalhos sobre os efeitos do emprego de CRSU por longos períodos, para aplicações de 1948 a 1971 de 20 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em solos arenosos e argilosos, Haan (1981), verificou, em média, um incremento nos teores de Ni de 2,8 vezes. Em solos glei pouco húmico, Collier et al. (1997) encontraram diferenças significativas entre as áreas tratadas com CRSU e as áreas controle. Em solos podzólico vermelho-amarelo da Grande São Paulo não foram observadas diferenças significativas entre as áreas tratadas com CRSU e as áreas controle, mesmo para doses de 400 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, durante 16 anos (Lima et al., 1995; Lima & Menck, 1997). No presente estudo as áreas cultivadas apresentaram um incremento significativo nos teores de Ni ($p < 0,05$) em relação às áreas tomadas como referência, com exceção da área em que as amostras foram coletadas no plantio da alface (glei húmico) e na colheita da beterraba (podzólico vermelho-amarelo).

4.1.5.2.9 Chumbo (teores totais)

As concentrações observadas no presente estudo (de 31 a 120 mg kg⁻¹), são inferiores aos limites permitidos nos Estados Unidos e na Europa, com exceção dos países de legislação mais restritiva, com limites entre 40 e 60 mg kg⁻¹ (Dinamarca, Finlândia, Noruega e Suécia).

No Brasil, utilizando o modelo "C-soil" (legislação holandesa), Dias et al. (1998) calcularam que o valor de intervenção para cenários agrícolas seria de 160 mg kg⁻¹. Todas as áreas avaliadas no presente estudo apresentaram valores inferiores a este valor.

No glei húmico os teores de Pb das amostras coletadas no plantio da alface da área tratada com CRSU foram significativamente maiores do que a área tomada como referência ($p < 0,05$) mas para as amostras

coletadas na colheita esta diferença não ocorreu. Nas amostras do glei húmico coletadas na segunda etapa, os teores da área tratada com CRSU foram significativamente superiores ($p < 0,05$) aos das áreas cultivadas adjacentes, que nunca receberam aplicação de CRSU (tabela 7).

No podzólico vermelho-amarelo, os teores das amostras coletadas nas áreas cultivadas com alface e tratadas com CRSU foram significativamente maiores do que os da área tomada como referência ($p < 0,05$). As amostras coletadas no momento da colheita da beterraba apresentaram problemas analíticos de determinação, não sendo possível obter os resultados.

Dentre os elementos avaliados o Pb foi o que apresentou maiores variações. Para algumas áreas, notadamente para as coletadas na primeira etapa, o desvio padrão foi elevado (glei coletado na colheita da alface, média Pb = 66 mg kg^{-1} ; desvio padrão = 31 mg kg^{-1} ; podzólico não cultivado, média Pb = 31 mg kg^{-1} ; desvio padrão = 19 mg kg^{-1}).

Os teores de Pb nas amostras do glei húmico da propriedade 1 tratadas com CRSU coletadas na segunda etapa foram cerca de duas vezes os da primeira etapa (120 e 60 mg kg^{-1}). Este fato pode ser atribuído a variabilidade espacial do elemento ou a problemas de determinação analítica. O período de armazenamento a 5°C entre a digestão e a leitura dos teores de Pb na absorção atômica, maior no caso das amostras de primeira etapa, pode ter contribuído para uma maior variação nestas amostras. Chaney & Ryan (1993) ponderam que problemas analíticos podem contribuir para uma maior variabilidade do Pb em trabalhos sobre CRSU.

Nos compostos utilizados nas áreas estudadas o Pb é o elemento que apresenta maior variação (105 a 1631 mg kg^{-1} - tabela 4).

Nos solos, os teores de Pb também podem ser muito variáveis (de 10 a 1200 mg kg^{-1}), dependendo principalmente do material de origem e das fontes antropogênicas. Normalmente amostras de solos orgânicos apresentam teores médios mais elevados (30 mg kg^{-1}) que outros grupos de

solos (13 mg kg^{-1}). Em solos agrícolas de pomares de frutas o uso de pesticidas (PbHAsO_4) pode provocar a elevação dos teores de Pb a valores próximos de 900 mg kg^{-1} . (Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Davies, 1995; Ma et al., 1997; Chen et al., 1999).

No caso do presente estudo, o incremento verificado nos teores de Pb nas áreas tratadas com CRSU em relação às áreas tomadas como referência e também em comparação às áreas cultivadas adjacentes que nunca receberam aplicação do composto, sugerem que o CRSU possa ser o principal responsável pelo aumento nos teores de Pb.

Em outros trabalhos que avaliaram o efeito da aplicação de CRSU por longos períodos, Collier et al. (1997) verificaram que a aplicação de 40 Mg ha^{-1} de CRSU durante 11 anos fizeram com que o teor de Pb da camada de 0 a 30 cm de um solo glei pouco húmico passasse de $10,4$ para $22,3 \text{ mg kg}^{-1}$. Lima et al. (1995) em podzólico vermelho-amarelo observou que o teor de Pb foi de $8,6 \text{ mg kg}^{-1}$ em solo sob floresta, 38 mg kg^{-1} , em média, em outras áreas tomadas como referência e nas áreas tratadas com CRSU variou de $11,4$ a $55,7 \text{ mg kg}^{-1}$. Assim como nos trabalhos destes autores, nos resultados do presente estudo foi possível constatar a contribuição do CRSU para o incremento da concentração de Pb no solo e também grande variabilidade espacial dos teores deste elemento.

4.1.5.2.10 Zinco (teores totais e biodisponíveis)

Os teores totais de Zn nos dois solos (27 a 187 mg kg^{-1} - tabela 7) estão abaixo dos limites permitidos nos Estados Unidos e na Europa, com exceção das áreas tratadas com CRSU em relação a países com legislação mais restritiva, com limites entre 100 e 150 mg kg^{-1} (Dinamarca, Finlândia, Noruega e Suécia).

Nas amostras do glei húmico coletadas na primeira etapa, os teores totais de Zn das áreas tratadas com CRSU foram significativamente superiores aos da área tomada referência ($p < 0,05$), (de quatro a cinco vezes maiores). Nas amostras do glei húmico coletadas na segunda etapa os teores totais de Zn das áreas tratadas com CRSU foram significativamente superiores ($p < 0,05$) aos das áreas cultivadas adjacentes tratadas apenas com corretivos, fertilizantes minerais e outras fontes orgânicas que não o CRSU (de 1,8 a 2,7 vezes maiores – tabela 7)

No caso do podzólico vermelho-amarelo, os solos tratados com CRSU também foram significativamente superiores aos da área tomada referência ($p < 0,05$) (de quatro a cinco vezes maiores – tabela 7).

Os teores totais de Zn no solo normalmente variam de 10 a 300 mg kg⁻¹, sendo os teores médios em solos aluviais superiores aos de outros tipos de solos (Coker & Matthew, 1983; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Kierkens, 1995; Kparmwang et al., 1998).

Em levantamento realizado no Estado de São Paulo, Valadares & Catani (1975) verificaram teores de Zn em solos derivados de materiais aluviais e coluviais (glei) entre 53 e 84 mg kg⁻¹ e, para solos derivados de sedimentos modernos (podzólico vermelho-amarelo), foram observados teores entre 29 e 65 mg kg⁻¹. Muraoka (1984) observou em solos podzólicos, teores de Zn de 20 e 30 mg kg⁻¹. As concentrações verificadas nas área tratadas com CRSU no presente estudo, estão acima dos teores observados por estes autores para solos glei e podzólico, indicando a influência da adição do CRSU.

Haan (1981) avaliando solos argilosos e arenosos que receberam 20 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de 1948 a 1975, verificaram que o Zn foi o elemento que sofreu o maior incremento nos teores totais no solo ($\pm 4,5$ vezes). Collier et al. (1997), avaliaram áreas de solo glei pouco húmico que receberam aplicações de 40 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de CRSU durante 11 anos e verificaram um incremento significativo dos teores de Zn nas áreas tratadas em relação às

áreas controle (47 e 23 mg kg⁻¹), semelhantemente ao verificado no presente trabalho.

Observando a tabela 7 podemos verificar que nas amostras da segunda etapa a área tratada com CRSU (propriedade 1) teve um incremento de Zn superior às outras áreas cultivadas, não tratadas com o composto. Estas áreas (propriedades 2 e 3), apresentaram teores maiores que os das áreas tomadas como referência, o que sugere a participação de outras fontes no fornecimento de Zn que não o composto.

Os teores de Zn_{DTPA} das áreas tratadas com CRSU nos dois solos (± 40 mg kg⁻¹), foram significativamente superiores aos observados nas áreas não cultivadas tomadas como referência (± 1 mg kg⁻¹) e também do que os teores das áreas cultivadas adjacentes que nunca receberam aplicação de CRSU (8 e 12 mg kg⁻¹ – tabela 8). Estes teores de Zn_{DTPA} podem ser considerados altos, segundo os limites de interpretação sugeridos por van Raij et al. (1996) (> 1,2 mg kg⁻¹) mas estão bem abaixo do limite crítico de Zn_{EDTA} sugerido por Alloway (1995) (130 mg kg⁻¹). Os teores obtidos em DTPA e EDTA podem ser correlacionados, sendo os valores obtidos em DTPA ligeiramente superiores(Beckett, 1989).

Os valores de pH observados nas áreas tratadas com CRSU no presente estudo (± 6,5), portanto, podem estar limitando a biodisponibilidade do Zn uma vez que a disponibilidade do Zn é mais influenciada pelo pH do que outros metais (Zn > Cd > Pb > Cu) (Lagerwerff et al., 1977).

4.1.5.3 Extração seqüencial

Os teores dos elementos e seu percentual em relação a soma das frações para os solos glei húmico e podzólico vermelho-amarelo são apresentados na tabela 10.

Tabela 10 a. Teores de elementos químicos em diversas frações do glei húmico obtidos com a utilização de extração sequencial e percentual de cada fração em relação a soma das extrações.

extrator	elementos	Cd		Cr		Cu		Fe		Mn		Ni		Pb		Zn	
		mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%
fração do solo	amostras *																
MgCl ₂ troçável	não cultivado ¹	0,0	0,0	0,1	0,3	0,0	0,0	3,5	0,1	164,4	80,5	0,1	0,4	0,0	0,0	1,3	5,2
	plantio alfafa ²	0,2	13,5	0,3	1,2	0,3	0,3	0,0	0,0	170,7	44,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	colheita alfafa ³	0,1	7,3	0,2	0,8	0,2	0,2	0,0	0,0	161,4	36,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
acetato Na ligada a carbonatos	não cultivado ¹	0,0	0,0	0,3	1,5	0,0	0,0	44,1	0,8	8,9	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	plantio alfafa ²	0,0	0,0	0,0	0,0	3,2	3,6	0,0	0,0	80,6	15,8	0,0	0,0	0,0	0,0	40,5	20,0
	colheita alfafa ³	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	2,7	0,8	0,0	87,5	15,4	0,0	0,0	0,0	0,0	25,5	15,0
hidroxilamina ligada a óxidos	não cultivado ¹	0,1	6,5	2,4	13,7	0,0	0,0	953	17,1	12,7	6,2	2,2	18,0	2,9	11,6	2,7	10,8
	plantio alfafa ²	0,2	18,2	4,5	19,0	8,3	9,2	2505	22,1	129,3	33,8	2,5	18,7	14,7	25,5	108,4	52,4
	colheita alfafa ³	0,2	17,6	4,1	15,2	6,0	6,4	2337	24,0	186,3	42,8	2,5	15,8	18,6	25,5	93,8	55,4
nitrato : H ₂ O ₂ ligada a matéria orgânica	não cultivado ¹	0,0	0,0	3,8	22,1	2,1	22,2	177	3,2	2,4	1,2	2,2	18,0	2,9	11,6	0,5	2,0
	plantio alfafa ²	0,0	0,0	6,8	28,5	62,6	68,3	171	1,6	5,7	1,5	1,0	7,0	5,8	10,0	18,6	9,2
	colheita alfafa ³	0,0	0,0	5,8	21,3	71,0	75,3	209	2,1	7,6	1,7	3,3	21,1	6,2	9,5	18,5	11,0
nitrato-perclórico fração residual	não cultivado ¹	0,9	53,5	10,8	62,5	7,2	77,8	4382	76,8	15,9	7,8	9,1	67,7	18,9	76,8	20,6	82,0
	plantio alfafa ²	0,9	70,3	12,2	51,3	15,9	16,9	6882	76,4	16,3	4,2	10,1	74,3	37,1	64,5	37,4	18,4
	colheita alfafa ³	1,0	75,2	17,1	62,8	14,5	15,4	7199	73,9	14,9	3,4	10,0	83,1	42,4	65,0	31,5	18,6

* 1: solo não cultivado, com predominância de gramíneas; nunca tratado com CRSU; 2: solo tratado com CRSU, coletado no momento do plantio da alfafa; 3: solo tratado com CRSU, coletado no momento da colheita da alfafa (em local diferente da área coletada no plantio).

Tabela 10 b. Teores de elementos químicos em diversas frações do podzólico vermelho-amarelo obtidos com a utilização de extração sequencial e percentual de cada fração em relação a soma das extrações

extrator	elementos amostras *	Cd		Cr		Cu		Fe		Mn		Ni		Pb		Zn	
		mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%
fração do solo MgCl ₂	não cultivado ¹	0,0	0,0	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	194	88,2	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	11,9
	plântio alfafa ²	0,0	2,5	0,2	0,5	0,3	0,5	0,0	0,0	161	49,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	colheita alfafa ³	0,1	7,5	0,2	0,3	0,5	0,8	0,0	0,0	159	47,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	colheita beterraba ⁴	0,0	0,0	0,2	0,4	0,3	0,6	0,0	0,0	168	49,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ácido Na	não cultivado ¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,1	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
	plântio alfafa ²	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	4,4	0,0	0,0	74,4	23,0	0,0	0,0	0,0	0,0	27,6	16,1
	colheita alfafa ³	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	4,2	0,0	0,0	82,3	24,7	0,0	0,0	0,0	0,0	28,5	15,8
	colheita beterraba ⁴	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	4,2	0,0	0,0	75,8	22,4	0,0	0,0	0,0	0,0	22,5	14,5
hidroxilamina	não cultivado ¹	0,2	7,7	5,1	12,1	0,8	6,1	2689	6,3	8,6	3,8	2,7	23,3	2,3	93,9	5,5	23,4
	plântio alfafa ²	0,2	10,0	8,9	19,9	7,8	12,8	2828	8,0	67,6	20,9	2,7	18,6	12,9	34,1	103,3	80,0
	colheita alfafa ³	0,3	15,0	8,4	16,6	8,3	14,7	2759	8,0	68,8	20,7	2,1	10,0	14,5	39,8	105,7	58,0
	colheita beterraba ⁴	0,3	14,3	8,3	18,2	8,3	14,7	2726	6,2	71,0	21,0	2,7	17,2	12,3	36,4	92,5	59,8
nitrato - H ₂ O ₂	não cultivado ¹	0,0	0,0	6,0	14,2	1,8	14,2	29,7	0,1	0,9	0,4	0,0	0,0	0,2	6,1	0,0	0,0
	plântio alfafa ²	0,0	2,5	7,5	16,8	32,1	51,6	21,7	0,0	2,5	0,8	2,8	19,4	3,2	8,4	12,5	7,3
	colheita alfafa ³	0,0	0,0	7,8	15,8	34,3	52,5	34,8	0,1	2,6	0,8	4,8	22,8	0,8	2,1	13,0	7,1
	colheita beterraba ⁴	0,0	2,4	6,7	14,7	27,4	48,7	8,3	0,0	3,7	1,1	1,3	8,5	3,3	9,6	11,5	7,5
nitrato-peróxido	não cultivado ¹	1,8	92,3	30,9	73,3	9,9	79,8	48017	87,4	16,6	7,4	8,7	76,7	0,0	0,0	15,1	84,3
	plântio alfafa ²	1,4	65,0	28,0	62,6	19,3	30,9	44348	94,0	18,3	5,7	8,9	82,0	21,8	57,6	28,5	16,6
	colheita alfafa ³	1,3	77,5	34,0	67,5	19,5	28,9	42892	93,9	20,0	6,0	14,2	87,1	21,3	58,3	35,0	19,2
	colheita beterraba ⁴	1,5	83,3	30,3	66,7	17,9	31,8	41353	93,6	19,0	5,6	11,7	74,3	18,2	54,0	28,2	16,2

* 1: solo não cultivado, com predominância de gramíneas; nunca tratado com CRSU; 2: solo tratado com CRSU, coletado no momento do plantio da alfafa; 3: solo tratado com CRSU, coletado na colheita da alfafa (em local diferente da área coletada no plantio); 4: solo tratado com CRSU, coletado na colheita da beterraba.

Nas amostras coletadas nas áreas não cultivadas dos dois solos pode-se observar que os elementos avaliados (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) se encontravam principalmente na fração residual, com exceção do Pb no podzólico vermelho-amarelo e do Mn para os dois solos.

Quanto ao efeito da aplicação do CRSU na distribuição dos elementos nas frações do solo, no caso do Cd, diferentemente de outros trabalhos (Bell et al., 1991; Gomes, 1996; Gomes et al., 1997), o Cd teve pouca participação nas frações que podem ser consideradas mais disponíveis. Nas áreas não cultivadas praticamente todo o Cd foi encontrado na fração residual (93%), com um pequeno percentual na fração ligada a óxidos (7%). Nos solos tratados com CRSU houve uma distribuição do elemento, que se apresentou ainda principalmente na fração residual (glei 73% e podzólico 82%), ocorrendo também na fração ligada a óxidos (15%) e na fração trocável (cerca de 10% no glei e 5% no podzólico).

Parkpain et al. (1998) e Martin & Kaplan (1998) verificaram que a diminuição da disponibilidade do Cd em campos cultivados ao longo do tempo se deveu a migração para formas químicas menos acessíveis às plantas e não a lixiviação. Brams & Anthony (1988) observaram que 81% do Cd tornou-se não disponível após seis anos de sua incorporação ao solo enquanto que Hamon et al. (1998), utilizando técnicas de diluição isotópica, puderam verificar que, em áreas que receberam aplicação de superfosfato simples desde 1948, de 1 a 1,5% do teor de Cd total é imobilizado por ano, o que pode implicar numa significativa estratégia de exclusão do elemento das reações de equilíbrio entre a solução e a fase sólida do solo, determinando a diminuição da fração biodisponível.

O pH pode ser considerado um limitante para a presença do Cd nas formas mais disponíveis (Chang et al., 1982; Valdares et al., 1983; He & Singh, 1993_{a,b}), mas, no presente trabalho, o elemento não foi detectado nestas frações, tanto para as áreas cultivadas (pH 6,5) quanto nas áreas não cultivadas (pH 4,0) (tabelas 6 e 10).

A presença do Cd associado à fração oxídica como segunda principal superfície adsorvente após a fração residual sugere que a presença de óxidos possa limitar a presença do elemento em frações mais disponíveis.

A forma na qual o Cd permanecerá ao longo do tempo não pode ser esclarecida com a definição de apenas uma variável. Além do pH, outros fatores como presença de diferentes superfícies adsorventes, taxa de aplicação do elemento, tempo e intensidade de contato entre o elemento e as partículas do solo e taxa de reconversão devem ser considerados (Uren, 1992; Mann & Ritchie, 1993; Mann & Ritchie, 1994; McLaren et al., 1998).

A distribuição do Cr nas áreas tratadas com CRSU foi semelhante à encontrada nas áreas não cultivadas para os dois solos, predominando na fração residual (65%) e também presente na fração ligada a óxidos (17%) e fração ligada a matéria orgânica (glei 24% e podzólico 15%) (Tabelas 10). Echeverría et al., 1999, utilizando também o método de fracionamento de Tessier (1979), verificaram em diversos solos que 80 % do Cr estava ligado a frações não trocáveis. Estes autores sugerem que a presença de outros cátions, tais como o Cd, o Ni, o Zn e principalmente o Cu, contribuem para uma maior adsorção do Cr.

Enquanto que nas áreas não cultivadas o Cu predominou na fração residual (80%), nas áreas tratadas com CRSU o elemento apresentou-se distribuído nas frações: ligada a matéria orgânica (glei 72% e podzólico 51%), fração residual (glei 16% e podzólico 31 %) e ligada a óxidos (glei 8% e podzólico 14%) (Tabelas 10a e 10b). As desigualdades de distribuição do Cu nas áreas tratadas com CRSU dos dois solos podem ser atribuídas às diferenças de quantidade e qualidade da fração argila e da matéria orgânica.

O podzólico possui um teor de argila (69% - tabela 3e) maior do que o glei húmico (46% - tabela 2e). Os dois solos também são muito diferentes com relação à qualidade da fração argila, que no podzólico apresenta 66,5% de gibbsita e 32,1% de caulinita (tabela 3c) enquanto que no glei húmico 19,0% de gibbsita e 68,5% de caulinita (tabela 2c).

A quantidade de matéria orgânica nas áreas tratadas com CRSU é maior no glei húmico (90 g dm^{-3}) do que no podzólico (55 g dm^{-3}) e, observados os teores das áreas não cultivadas nos dois solos (glei 106 g dm^{-3} e podzólico 44 g dm^{-3}), espera-se que a fração orgânica do glei húmico seja mais estabilizada (tabela 6).

McLaren & Crawford (1973_{a,b}) encontraram em diversos solos uma forte correlação entre os teores de Cu associados a fração residual e o percentual de argila da textura destes solos, atribuindo o fato à eficiência parcial dos extratores das frações orgânica e ligada a óxidos.

Face a sua afinidade pela matéria orgânica o Cu estaria sujeito aos efeitos da hipótese da "bomba relógio química", ou seja, um aumento da disponibilidade após a degradação da matéria orgânica. No entanto, a literatura mostra que a velocidade do processo se torna bastante lenta após a decomposição de cerca de 20 a 40% da matéria orgânica nos primeiros 12 a 18 meses, podendo esta fração residual ter uma meia vida de varias centenas de anos (McBride & Blasiak, 1979; Shuman, 1979; Schalscha et al., 1982; Coker & Matthews, 1983; Miller et al., 1986_{a,b}; Schalscha et al., 1999; Wu et al., 1999).

O Fe predominou na fração residual nas áreas tratadas dos dois solos (glei 75% e podzólico 94%), aparecendo também na fração ligada a óxidos (glei 23% e podzólico 6%), da mesma forma que nas áreas não cultivadas (tabela 10).

Diferentemente dos outros elementos, o Mn nas áreas não cultivadas predominou na fração trocável nos dois solos (83%) o que pode ser atribuído ao menor valor de pH destas áreas (4,0) em relação ao das áreas cultivadas (6,5).

Nas áreas tratadas com CRSU o Mn distribui-se principalmente nas seguintes frações: trocável (glei 40% e podzólico 49%), ligada a carbonatos (glei 16% e podzólico 23 %) e ligada a óxidos (glei 38 % e podzólico 21%). Pode-se verificar a predominância do Mn nas frações mais disponíveis, o que pode limitar a absorção de outros microelementos. (Chaney et al., 1994).

A adsorção do Ni pode ser afetada por fatores como a presença de óxidos, o teor de matéria orgânica do solo e o pH (Camargo et al., 1989). Nas amostras avaliadas no presente estudo a interação entre estes fatores pode ter refletido na pouca ou nenhuma alteração na distribuição relativa para as diferentes frações quando comparadas as áreas tratadas e não tratadas com CRSU dos dois solos.

No caso do Pb, enquanto na área não cultivada do glei húmico houve predominância da fração residual (77%), no podzólico vermelho-amarelo o elemento nesta fração esteve abaixo do limite de detecção. Os valores observados nas outras frações sugerem a ocorrência de problemas de determinação analítica, o que não é incomum no caso deste elemento (Chaney & Ryan, 1993).

No CRSU utilizado predominam as formas de Pb ligadas a fração ligada a matéria orgânica (50%), ligada a óxidos (20%) e residual (20%), não havendo migração entre as frações em função do tempo de maturação (Marchiori et al., 1998). Já nos solos tratados com composto, a distribuição do Pb predominou na fração residual (glei 65% e podzólico 57%), ocorrendo também na fração ligada a óxidos (glei 26% e podzólico 37%) e na fração ligada à matéria orgânica (cerca de 10%).

Principalmente para o podzólico vermelho-amarelo, pode-se notar a afinidade do Pb com os óxidos. Elliott et al. (1986) afirmam que em alguns solos a adsorção competitiva do Pb por sítios inorgânicos pode superar a adsorção pelos sítios orgânicos. Este comportamento sugere que, na ausência da matéria orgânica ou ainda, com a biodegradação da mesma, outros sítios podem vir a limitar a biodisponibilidade dos microelementos, em especial do Pb (Eick et al., 1999; Wu et al. 1999). Mattiazo-Prezotto (1994) propôs a utilização dos teores de óxidos e de argila como parâmetros para a aplicação de biossólidos em solos agrícolas o que também pode ser válido para a aplicação de CRSU.

Para inferir sobre disponibilidade da fração de microelementos ligados a óxidos ao longo do tempo um melhor detalhamento do fracionamento desta seria necessário. A adsorção do Pb pelos óxidos de Mn, por exemplo, chega a ser quarenta vezes mais intensa do que a que ocorre através dos óxidos de Fe (McKenzie, 1980).

Da mesma forma que para os óxidos, a fração orgânica necessitaria de uma melhor discriminação para um melhor entendimento dos diferentes graus de intensidade da associação do Cu com este componente (Temminghoff et al., 1997; Wu et al., 1999).

Para o Zn, nas áreas não cultivadas houve predominância da fração residual nos dois solos (glei 82% e podzólico 64%) enquanto que nas áreas tratadas com CRSU o elemento distribui-se em diversas frações, predominando na ligada a óxidos (glei 54% e podzólico 60%) mas também ocorrendo na fração residual (18%) e ligada a carbonatos (17%). No caso do presente estudo a presença do Zn associado à matéria orgânica foi baixa mas a presença do elemento nesta fração pode ser elevada para solos arenosos (Shuman, 1999_a).

Luo & Christie (1998) e Schalscha et al. (1999), trabalhando também com o método de Tessier (1979) modificado encontraram resultados para a distribuição do Zn semelhantes aos do presente estudo.

A ocorrência de teores elevados de zinco associado a carbonatos nas amostras das área tratadas com CRSU sugere que a manutenção do pH em torno dos teores encontrados, em média 6,5, (tabela 6), possa ser importante para que não ocorra fitotoxicidade causada por este elemento. Estudando a migração de metais para as diversas formas químicas provocada pelo uso de biossólidos, Li et al. (1997) verificaram que praticamente todo o Zn ligado a fração orgânica migrou para a fração ligada a carbonatos e para a fração residual quando os biossólidos foram adicionados a um Mollisol com pH igual a 6,2 enquanto que, quando adicionados a um Ultisol ácido (pH 4,5) o Zn migrou para a fração ligada a carbonatos e para a fração trocável,

evidenciando a importância do pH para o comportamento do Zn, o que também foi verificado por Neilsen et al. (1986) e Sims & Kline (1991).

O efeito do pH sobre o comportamento Zn é mais marcante do que sobre outros microelementos como Pb, Ni e Cu (Harter, 1983). Além do pH, a migração do Zn para diferentes frações no solo depende de fatores como pe, CTC, temperatura, tempo de contato, presença de fosfatos e de óxidos de Fe, Mn e Al (Bolland et al., 1977; McBride & Blasiak, 1979; Brümmer et al., 1983; Barrow, 1986_{a,b,c}; Machado & Pavan, 1987; Shuman, 1988; Xian & Shokohifard, 1989; Barrow, 1993; Cunha et al., 1994_{a,b}; Chowdhury et al., 1997; Zhang et al., 1997 Barrow & Whelan, 1998; Nyamangara, 1998).

De forma geral, o efeito da adição de matéria orgânica sobre os microelementos potencialmente tóxicos pode ser variado, dependendo de suas características.

Segundo Shuman, 1998 e Shuman, 1999_b, a aplicação de materiais capazes de formar complexos orgânicos solúveis como, por exemplo, a cama de frango, podem promover uma maior disponibilidade do Cd e do Pb, enquanto que materiais mais humificados podem promover a migração de microelementos de formas trocáveis e ligadas a matéria orgânica para frações menos disponíveis.

Nas áreas avaliadas no presente trabalho, de forma geral, a aplicação de CRSU associada ao uso intenso de fertilizantes e calcário (tabela 6), para a maioria dos elementos fez com que houvesse predomínio das frações menos disponíveis.

Destacando-se os dois elementos que tiveram maior incremento nos teores totais: o Cu e o Zn (tabela 7), enquanto que nas áreas não cultivadas estes elementos predominam na fração residual, nas áreas tratadas o Cu passou a predominar na fração ligada a matéria orgânica e o Zn passou a predominar na fração ligada a óxidos (tabela 10).

4.2. Plantas

4.2.1. Teores de microelementos nas folhas de alface

Os teores dos microelementos nas folhas de alface coletadas na primeira etapa (fevereiro e março) são apresentados na tabela 11 e os das folhas das plantas coletadas na segunda etapa (setembro) na tabela 12.

Quanto à fitotoxicidade verifica-se que, com exceção do Cr nas amostras coletadas na primeira etapa e do Cu, neste caso, apenas numa das amostras, as plantas absorveram os microelementos estudados em quantidades abaixo do limite fitotóxico (tabelas 11 e 12)

Os teores de B observados estiveram bem abaixo dos considerados como fitotóxicos e não diferiram entre as diferentes áreas ($p > 0,05$). A alface é considerada uma espécie semi-tolerante a concentrações mais elevadas de boro (Adriano, 1986).

As concentrações de Cd verificadas estiveram bem abaixo das consideradas como fitotóxicas e não foram significativamente diferentes ($p > 0,05$) entre as diversas áreas avaliadas (tabelas 11 e 12).

Em experimentos de vasos em casa de vegetação, os teores observados em alface por Amaral et al (1994), trabalhando com corretivos, e por Gomes (1996) e Lehoczky et al. (1998), trabalhando com a adição de sais, foram bastante elevados (4 a 58 mg kg⁻¹), não tendo sido relatados sintomas de fitotoxicidade. Estes resultados revelam ser o Cd um elemento que apresenta um comportamento de risco pois, pode acumular-se nos tecidos vegetais sem apresentar sintomas de fitotoxicidade em teores acima dos recomendáveis para a nutrição humana. (Cunningham et al., 1975_{a,b}; Chumbley & Unwin, 1981; Coker & Matthews, 1983; Tiller, 1989; Cieslinski et al., 1994; Warman et al., 1995; Lagriffoul et al., 1998).

Tabela 11. Teores de microelementos das amostras de folhas da alface (*Lactuca sativa* L.) coletadas em solos glei húmico e podzólico vermelho-amarelo. Elementos cujas médias dos teores são seguidas de mesma letra não diferem a 5% de probabilidade.

elementos	B	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras ¹	mg kg ⁻¹									
glei (março)	n.d. ³	0,45a	16,5a	18,5a	319a	82,3a	3,58a	2,5a	4,8ab	74,2a
glei (fevereiro)	37a	0,22a	15,3a	26,8b	616bc	23,7b	1,02b	3,0a	3,8ab	59,3b
podz. (março)	n.d. ³	0,27a	14,8a	14,5c	508c	17,0c	1,07b	2,2a	4,3a	66,0c
podz. (fevereiro)	36a	0,22a	16,3a	13,5c	674b	19,7d	3,20ab	2,3a	5,2b	76,5a
Fitotoxicidade ²	50 - 200	5,0 - 30	5,0 - 30	20 - 100	1100 - 1600	400 - 1000	10,0 - 50	10 - 100	30 - 300	100 - 400

¹ glei húmico (março) - cv Hortênsia (alface lisa); demais amostras: cv Verônica (alface crespa)

² Teores considerados fitotóxicos segundo Kabata-Pendias & Pendias (1992); Marshner (1995) (plantas mais sensíveis - plantas mais tolerantes)

³ n.d. - não determinado

Tabela 12. Teores de microelementos das amostras de folhas da alface (*Lactuca sativa* L.) coletadas em solos glei húmico na segunda etapa (setembro/98). Elementos cujas médias dos teores são seguidas de mesma letra não diferem a 5% de probabilidade.

elementos	B	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
amostras ¹	mg kg ⁻¹								
propriedade 1	26a	1,3a	0,5a	13a	189a	16a	0,8a	-	54a
propriedade 2	29ab	1,3a	0,3a	11a	134a	30ab	0,5a	0,3a	86b
propriedade 3	29b	1,0a	0,8a	7,0a	199a	40b	0,5a	1,3a	63ab
fitotoxicidade	50 - 200	5,0 - 30	5,0 - 30	20 - 100	1100-1600	400 - 1000	10 - 100	30 - 300	100 - 400

¹ propriedade 1 - solo tratado com composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU), corretivos e fertilizante
 propriedade 2 - solo tratado com corretivos e fertilizantes minerais, sem aplicação de CRSU

propriedade 3 - solo tratado com corretivos e fertilizantes (dois anos de pousio), sem aplicação de CRSU
² Teores considerados fitotóxicos segundo Kabata-Pendias & Pendias (1992); Marshner (1995)
 (plantas mais sensíveis - plantas mais tolerantes)

³ "-" abaixo do limite de detecção

Os teores de Cd nas folhas de alface observados no presente trabalho em condições de campo, entre 0,22 e 1,3 mg kg⁻¹, são inferiores aos verificados por outros autores em condições de casa de vegetação, corroborando o trabalho de De Vries (1978) que demonstrou estes ensaios superestimam a absorção do Cd que ocorre em condições de campo, o mesmo ocorrendo quando o elemento é fornecido via sal (Behel et al., 1983; Kuo et al., 1985; Bell et al, 1991; Wilke, 1991; Chaney et al., 1994; EPA, 1995; Candelaria & Chang, 1997; Brown et al. 1998).

A absorção do Cd no presente estudo pode ter sido limitada pelos teores de Zn observados. Estes dois elementos pertencem ao grupo II da tabela periódica e possuem muitas similaridades químicas, competindo entre si por vários ligantes. Desta forma, as interações destes elementos nos sistemas biológicos deve ser similar (Das et al., 1997). Quando a relação Zn:Cd é superior a 100, como é o caso do presente trabalho, a absorção do Cd pelas plantas é limitada pelo Zn.

Chaney et al. (1998a) afirmam que o fato da relação Zn:Cd em fertilizantes minerais normalmente ser menor do que 100, faz com que através desta fonte o Cd possa estar mais biodisponível do que através da aplicação de CRSU ou lodo de esgoto. Os valores observados nas amostras do glei húmico coletadas na segunda etapa mostram que não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre a área que utilizou o CRSU (propriedade 1) e as áreas que utilizam corretivos e fertilizantes minerais e onde o composto nunca foi aplicado (propriedades 2 e 3).

Em ensaios de longa duração conduzidos no campo, com CRSU ou com lodo de esgoto pode-se verificar que a concentração do Cd nas plantas, ou manteve-se constante, ou reduziu ao longo do tempo, quando a concentração do elemento nestes materiais não é muito elevada (menor que 20 mg kg⁻¹), como é o caso do CRSU utilizado nas propriedades do presente estudo (Haan, 1981; Corey et al., 1987; Brams & Anthony, 1988; Chaney, 1990b; Brown et al., 1998). Deve-se considerar que estas fontes orgânicas

podem contribuir para o incremento dos teores de Cd mas, concomitantemente, também favorecem mecanismos que reduzem a sua biodisponibilidade como, por exemplo, a complexação (Maclean, 1976; Lamim et al., 1996; Sterrett et al., 1996; Brown et al., 1997). As fontes orgânicas podem ainda provocar o efeito “diluição”, como consequência de um maior crescimento das plantas proporcionado pelo composto (Costa, 1994; Costa et al., 1994_{a,b}).

Os teores de Cr encontrados nas folhas de alface coletadas na primeira etapa, não diferiram entre si ($p > 0,05$) para os dois solos e foram superiores aos teores considerados como fitotóxicos para plantas mais sensíveis. Este fato poderia induzir uma deficiência de Fe (Adriano, 1986), o que não foi verificado. Na segunda etapa, os teores observados nas plantas cultivadas nas áreas tratadas com CRSU (propriedade 1) não diferiram das plantas cultivadas em áreas que nunca receberam aplicação de composto ($p > 0,05$). Os teores observados nas folhas de alface desta etapa foram bem inferiores aos considerados como fitotóxicos (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

A grande diferença entre os teores de Cr nas plantas de alface coletadas no glei húmico na primeira etapa e os observados nas plantas coletadas na segunda etapa na propriedade 1 poderia ser atribuída a variações espaciais, uma vez que os canteiros de coleta de plantas não foram os mesmos. Os teores de Cr observados nos canteiros da propriedade 1 na primeira etapa foram, em média, 33 mg kg^{-1} , enquanto que nos da segunda etapa, 18 mg kg^{-1} .

Além dos teores no solo, outros fatores que podem influir na absorção de microelementos são o pH, a salinidade, o comprimento do dia na estação de crescimento, temperatura e intensidade luminosa (Chang et al., 1987; Xue & Harrison, 1991). Estes aspectos sugerem que a escolha da época de coleta possa ser importante na determinação dos teores de microelementos em plantas.

A temperatura média da estação de crescimento das amostras coletadas no glei húmico na primeira etapa foi estimada em 23°C e a das

amostras coletadas na segunda etapa cerca de 18°C (tabela 1). Com exceção do Cd, todos os elementos determinados nas duas etapas apresentaram menor absorção na época mais fria. O Cr foi o elemento que apresentou diferenças mais notáveis de teores nas folhas de alface entre as duas épocas de coleta de amostras (fevereiro/março e setembro), o que também poderia ser atribuído a problemas analíticos.

No caso do Cu, na primeira etapa os teores observados nas folhas de alface do glei húmico foram significativamente maiores do que os do podzólico vermelho-amarelo. As plantas coletadas no glei em fevereiro (cv Verônica, alface crespa) apresentaram teores significativamente superiores ($p < 0,05$) aos das plantas coletadas em março (cv. Hortênsia, alface lisa), o que pode ter ocorrido devido à diferente capacidade de absorção das variedades (Santos, 1995). Tanto alface quanto a beterraba são consideradas tolerantes a elevadas concentrações de Cu (Adriano, 1986), todavia, teores de Cu da ordem de 20 mg kg^{-1} em alface foram correlacionados com redução na produção por Nakagawa et al. (1993). Com exceção do teor de Cu de uma das áreas (glei húmico com coleta em fevereiro – $26,8 \text{ mg kg}^{-1}$), todas as demais amostras estariam apresentando teores abaixo do limite considerado fitotóxico (tabelas 12 e 13).

Na segunda etapa de coleta (setembro), a aplicação do CRSU não provocou maior acúmulo de Cu nas folhas de alface colhidas da propriedade 1, em relação às propriedades 2 e 3 onde o composto nunca foi aplicado ($p > 0,05$) e, os teores observados (de 7 a 13 mg kg^{-1}), estiveram abaixo do limite considerado fitotóxico para as plantas mais sensíveis (20 mg kg^{-1} - tabela 12).

Os teores de Fe e Mn estiveram bem abaixo dos limites considerados como fitotóxicos. O mesmo ocorreu para o Mo, Ni e Pb sendo que, no caso destes elementos, com exceção dos teores de Mo na cultivar hortênsia (glei húmico, amostras coletadas em março), não foram observadas diferenças significativas entre as áreas ($p > 0,05$). O conhecimento dos teores

de Fe é interessante para eventualmente verificar o efeito antagônico de outros microelementos como o Zn, Cu e o Ni, que podem induzir a uma deficiência de Fe. O mesmo raciocínio vale para a interação Cu – Mo. (Brown & Jones, 1975; Coker & Matthews, 1983; Gupta & Lipsett, 1981; Poulik, 1999; Vyskocil & Viau, 1999).

Com relação à absorção de Pb pela alface, a literatura apresenta resultados superiores aos obtidos neste trabalho. As diferenças de procedimento residem em que tais trabalhos foram realizados em condições de casa de vegetação, sendo a fonte de Pb em alguns casos, sais minerais e, em outros, CRSU (Costa, 1994; Santos, 1995; Gomes, 1996).

Embora haja dificuldade de comparação dos resultados pelo fato das variedades avaliadas no presente estudo (cv Verônica e cv Hortênsia) serem diferentes das utilizadas pelos autores citados, os teores observados sugerem que a absorção do Pb presente em CRSU em condições de campo seja menor do que aplicações do elemento via sal ou quando o ensaio é conduzido em vaso, em condições de casa de vegetação. As diferenças que ocorrem entre as duas situações parecem não ser tão marcantes quanto as que ocorrem no caso do Cd. Todavia, cabe salientar que em condições de campo a absorção do Pb pode apresentar grande variabilidade. Além disto, dos elementos estudados o Pb é um dos mais sujeitos a problemas de determinação analítica (Chaney & Ryan, 1993). Chumbley & Unwin (1981) e Logan et al. (1997) observaram teores em folhas de alface entre 0,15 a 10 mg kg⁻¹, não correlacionados com os teores dos tratamentos utilizados. No presente estudo, o Pb nas folhas de alface variou de teores abaixo dos limites detectáveis a 5,2 mg kg⁻¹.

O Pb pode atingir teores perigosos para seres humanos sem que nenhum sintoma evidente seja observado nas plantas (Tiller, 1989; Wierzbicka, 1999). Boon & Soltanpour (1992) verificaram que as folhas de plantas de alface cultivadas em solo contaminado atingiram teores de Pb de até 45 mg kg⁻¹ sem que nenhum sintoma de toxicidade fosse detectado.

A preocupação com os riscos para a cadeia trófica que os microelementos potencialmente tóxicos presentes em resíduos orgânicos urbanos podem causar, no caso do lodo de esgoto tem sido mais voltada para o Cd, um reflexo dos resultados de ensaios conduzidos em condições controladas, que superestimam mais a absorção do Cd do que a do Pb, quando comparados com absorção de plantas em condições de campo.

Um aspecto importante a ser enfatizado, para diferenciar os estudos entre lodo de esgoto e CRSU é o fato de que, enquanto a maioria dos microelementos (inclusive o Cd), normalmente é maior no lodo de esgoto, no caso do Pb, a concentração normalmente é maior no CRSU (He et al., 1992; He et. al, 1995).

O potencial de fitotoxicidade do Pb pode ser considerado o menor dentre os elementos estudados (Adriano, 1986). Matthews (1984) reporta que não houve correspondência entre as concentrações totais no solo e a absorção por 11 tipos de culturas, considerando que mesmo altas concentrações de Pb podem ser toleradas. Há evidências que os quelatos formados entre a matéria orgânica e o Pb são de baixa solubilidade, o que provoca baixa mobilidade e acúmulo nos horizontes superficiais, além de diminuir a capacidade fisiológica de absorção do elemento pelas plantas (Lund et al., 1976; Lagerweff, 1977; Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Barbarick et al., 1998). A concentração de Fe no CRSU também pode contribuir para reduzir a biodisponibilidade do Pb (Brown et al., 1997). Os atributos determinados para os dois solos do presente estudo lhes conferem propriedades que devem limitar a mobilidade do Pb e também a sua absorção.

O Zn também apresentou teores bem abaixo dos considerados fitotóxicos para as culturas mais sensíveis (100 mg kg^{-1}), apesar dos valores elevados deste elemento encontrados no solo nas áreas tratadas com CRSU (Zn_{TOTAL} de 140 a 180 mg kg^{-1} e $\text{Zn}_{\text{DTPA}} = 40 \text{ mg kg}^{-1}$).

Nas amostras coletadas na segunda etapa (tabela 12), pode-se observar que os teores do Zn na propriedade 2, que nunca recebeu aplicação de CRSU e com uso mais intenso de fertilizantes minerais (tabela 6), apresentou teores de Zn significativamente superiores ($p < 0,05$).

O Zn é considerado um dos microelementos de melhor previsibilidade quanto aos teores absorvíveis, sendo que o extrator DTPA tem uma boa correlação com a absorção de zinco pela alface (0,88) e também com a beterraba ($r = 0,94$) (Xiu et al., 1991; King, 1996). No entanto, os teores de Zn efetivamente absorvidos podem variar em função da variedade considerada, particularmente em alface (51 a 125 mg kg⁻¹ – Adriano, 1980; Chumbley & Unwin, 1981). No caso do presente trabalho, a alface cv. Hortênsia cultivada no glei húmico apresentou teores significativamente maiores do que a cv. Verônica ($p < 0,05$) (tabela 11).

4.2.2 Distribuição dos microelementos nas diversas partes das plantas de alface e beterraba

As distribuições dos microelementos nas folhas, caules e raízes para as plantas de alface e beterraba é apresentada na tabela 13.

Com exceção das amostras coletadas no glei húmico em março (Gp) houve uma maior concentração de Cd nas raízes da alface, o que pode ter ocorrido devido ao elemento ser fortemente adsorvido à parede celular da raiz (Cutler & Rains, 1974). Nas plantas de beterraba isto também ocorreu, mas não houve diferença estatística ($p > 0,05$), provavelmente pela grande variabilidade observada nas determinações (raízes com média = 0,21 mg kg⁻¹ e desvio padrão = 0,23). Em condições de campo podem ser esperadas grandes variações nas concentrações de microelementos absorvidos pelos vegetais (Adriano, 1986).

Tabela 13. Teores de microelementos das amostras de diversas partes da alface (*Lactuca sativa* L.) e da beterraba (*Beta vulgaris* L.) coletadas em solos glei húmico e podzólico vermelho-amarelo. Elementos cujas médias dos teores do mesmo tratamento são seguidas de mesma letra não diferem a 5% de probabilidade.

concentração em mg kg ⁻¹											
elemento	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn		
amostras ¹											
coletadas em março/98 (alface)	g	folhas	0,45a	16,5a	18,5a	319a	82,3a	3,58a	2,5a	4,8ab	74,2a
	l	caules	0,25a	16,8a	22,2a	393ab	24,0b	4,00a	3,0a	0,2a	68,8a
	e	raízes	0,25a	19,0a	47,0b	860b	37,2b	8,61a	3,3a	22,0b	51,2a
	p	folhas	0,27a	14,8a	14,5a	508a	17,0a	1,07a	2,2a	4,26a	66,0a
	o	caules	0,33a	14,2a	28,3b	759b	13,0b	2,34b	1,7a	2,99a	78,8b
	d	raízes	0,52a	16,0a	23,0b	2176c	13,7b	1,13ab	2,8a	46,74b	42,8c
coletadas em fevereiro/98 (alface)	g	folhas	0,22a	15,3a	26,8a	616a	23,7a	1,02a	3,0a	3,8a	59,3a
	l	caules	0,63b	16,2ab	27,3a	423a	16,7b	3,89b	1,8a	3,5a	59,5a
	e	raízes	0,45b	18,5b	29,7a	1621b	21,5c	3,89b	3,2a	49,1b	51,7b
	p	folhas	0,22a	16,3ab	13,5a	674a	19,7a	3,20a	2,3a	5,2a	76,5a
	o	caules	0,24a	13,8b	22,8b	1091b	16,5b	6,14a	1,7ab	19,4a	65,8b
	d	raízes	0,92b	17,0a	18,8c	2660c	16,2b	0,41a	1,7b	54,8b	49,3c
coletadas em fevereiro/98 (beterraba)	p	Bet folhas	0,15a	15a	9a	793a	19a	0,21a	2a	16,6a	39a
	o	Bet raízes	0,21a	14a	13b	438b	13b	-	0,7b	8,3b	57b
Fitotoxicidade ²	50 - 200 5,0 - 30 5,0 - 30 20 - 100 1100 - 1600 400 - 1000 10 - 50 10 - 100 30 - 300 100 - 400										

¹ glei húmico (março/98) - cv Hortênsia (alface lisa); demais amostras: cv Verônica (alface crespa); beterraba - (cv ferry moser)

² Teores considerados fitotóxicos segundo Kabata-Pendias & Pendias (1992); Marshner (1995) (plantas mais sensíveis - plantas mais tolerantes)

³ "-" abaixo do limite de detecção

Assim como no presente trabalho, Cravo (1995) e Gomes (1996) também verificaram uma maior concentração de Cd nas raízes da alface enquanto que Costa (1994) verificaram o inverso em plantas de cenoura (*Daucus carota* L.), sendo o teor nas folhas quatro vezes maior do que nas raízes.

Para o Cr verifica-se, de forma geral, que houve uma distribuição uniforme nas diversas partes da planta, tanto para a alface quanto para a beterraba ($p > 0,05$). O único caso em que se observou diferença estatística foi para a absorção de Cr nas amostras de alface, cv Verônica, coletadas em fevereiro no glei húmico (tabela 13)

No caso do Cu, com exceção da alface cv Verônica, nas amostras coletadas em fevereiro no glei húmico, as demais amostras, apresentaram concentração significativamente maior nas raízes ($p < 0,05$ – tabela 13) evidenciando a baixa mobilidade deste elemento, conforme também verificado por outros autores (Cravo, 1995; Gomes, 1996).

Para o Fe, na alface os teores do elemento foram significativamente maiores nas raízes ($p < 0,05$) e na beterraba ocorreu o inverso enquanto que, o Mn concentrou-se mais nas folhas da alface e beterraba ($p < 0,05$). Cravo (1995) verificou comportamento semelhante na distribuição do Fe e do Mn em plantas de alface.

O acúmulo de Mo nas diversas partes das plantas de alface apresentou diferenças ($p < 0,05$) nas amostras coletadas no glei húmico em fevereiro e nas coletadas no podzólico vermelho-amarelo em março, onde o elemento concentrou-se mais no caule e nas raízes das plantas, enquanto que para as outras amostras e também para a beterraba não se observaram diferenças ($p > 0,05$) (tabela 13).

O Ni apresentou uma distribuição uniforme nas diversas partes da alface ($p > 0,05$), com exceção das amostras coletadas no podzólico vermelho-amarelo em fevereiro, que apresentaram uma maior concentração nas folhas ($p < 0,05$). Na beterraba, o teor deste elemento nas folhas foi

significativamente superior ao observado nas raízes ($p < 0,05$). O Ni é considerado um microelemento de grande mobilidade nas plantas, normalmente concentrando-se na parte aérea e nos órgãos de reserva, o que pode representar risco para a nutrição humana (Alexander et al., 1978; Sauerbeck, 1991; Sauerbeck & Hein, 1991; Poulik, 1999). Este comportamento não pode ser detectado para a maioria das amostras de plantas analisadas no presente trabalho.

O Pb predominou nas raízes das plantas de alface ($p < 0,05$) para todas as áreas avaliadas, o que também foi verificado por Cravo (1995) e Gomes (1996). Na beterraba o Pb teve comportamento inverso, concentrou-se mais nas folhas ($p < 0,05$).

Dentre os elementos estudados o Pb é tido como o menos fitotóxico (Adriano, 1986; Sadovnikova & Zyrin, 1986) mas os teores verificados nas raízes de alface estão acima do limite de fitotoxicidade para espécies mais sensíveis (tabela 13). Teores de Pb no solo acima de 10 mg kg^{-1} podem provocar inibição no crescimento das raízes (Obroucheva et al., 1998), mas tal fato não pode ser observado no presente estudo, a despeito de teores elevados do elemento no solo (31 a 120 mg kg^{-1} – tabela 6).

No caso do Zn observou-se nas raízes da alface teores significativamente menores do que os das folhas ($p < 0,05$), com exceção das amostras coletadas no glei húmico em março ($p > 0,05$) devido a dispersão dos resultados das diversas repetições, porém, verifica-se que o elemento concentrou-se mais nas folhas (tabela 13). No trabalho de Cravo (1995) observou-se o oposto, o Zn concentrou-se mais nas raízes do que nas folhas. Nas amostras das plantas de beterraba, o Zn concentrou-se mais nas raízes ($p < 0,05$), ou seja, comportamento inverso do observado para as plantas de alface (tabela 13).

Os resultados obtidos mostram que a distribuição e acumulação dos microelementos é muito variável, dependendo do elemento e da espécie de planta considerada. Divergências podem ser observadas para plantas da

mesma espécie crescendo sob diferentes condições ambientais. O comportamento mais comum é a predominância dos microelementos nas raízes (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; King, 1996) mas, conforme pode-se constatar, resultados de plantas cuja parte consumida é a parte aérea não podem ser extrapolados para plantas de raízes comestíveis.

A distribuição dos microelementos nas diversas plantas de alface colhidas no podzólico vermelho-amarelo após 37 dias de crescimento das plantas (no mesmo dia de coleta do glei húmico), e aos 56 dias, quando as plantas atingiram o ponto de colheita para comercialização, pode ser observada na tabela 14.

O elementos que apresentaram variação significativa no teor nas folhas em função do tempo de crescimento foram o Fe, o Ni e o Zn ($p < 0,05$), o que pode ter sido consequência de um maior período de absorção ou reflexo de uma absorção tardia significativa deste elemento, conforme também observado por Garcia et al. (1982). Os teores de Cd nas folhas de alface aos 56 dias foram cerca de três vezes os teores observados aos 37 dias mas não houve diferença estatística ($p > 0,05$) provavelmente pela dispersão dos valores obtidos.

4.2.3 Toxicidade para a espécie humana

Os teores de microelementos observados nas folhas de alface coletadas na primeira etapa (fevereiro e março) e na segunda (setembro) foram convertidos para base úmida, a fim de compará-los com os limites máximos permitidos em alimentos pela legislação brasileira (BRASIL, 1998) e internacional (FAO, 1998) e podem ser observados nas tabelas 15 e 16.

Os elementos B, Fe e Mn, assim como o Mo, são considerados de baixa toxicidade para os seres humanos, de forma que, para os vegetais estudados, o limite de concentração ainda não foi estipulado (FAO, 1998; FAO 1999_{a,b,c}; Vyskocil & Viau, 1999).

Tabela 14. Teores de microelementos das amostras de diversas partes da alface (*Lactuca sativa* L.), cultivar Verônica (alface crespa), coletadas em solo podzólico aos 37 e 56 dias após o plantio. Elementos cujas médias de teores da mesma parte são seguidos de mesma letra não diferem a 5% de probabilidade.

ELEMENTO	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras	mg kg ⁻¹								
folhas ³⁷	0,10a	16,2a	11,5a	355a	17,7a	1,52a	0,7a	2,9a	47,3a
folhas ⁵⁶	0,27a	14,8a	14,5a	508b	17,0a	1,07a	2,2b	4,3a	66,0b
caules ³⁷	0,31a	16,0a	24,3a	934a	16,5a	3,13a	1,2a	13,9a	65,0a
caules ⁵⁶	0,33a	18,2a	28,3b	759a	17,0b	2,34b	2,0a	3,0b	78,8b
raízes ³⁷	0,83a	16,8a	18,5a	1849a	23,2a	1,55a	2,5a	37,8a	61,5a
raízes ⁵⁶	0,52a	16,0a	23,0a	2176a	13,7b	1,13a	2,8a	46,7a	42,8b

Tabela 15. Teores de microelementos em amostras de folhas de alface (*Lactuca sativa* L.) (base úmida) coletadas em solos glei húmico e podzólico vermelho amarelo, obtidos a partir da conversão dos valores observados na matéria seca.

elementos	B	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras ¹	mg kg ⁻¹									
glei março	n.d. ⁴	0,05a	1,94a	2,18a	37,53a	9,68a	0,40a	0,29a	0,56ab	8,73a
glei fevereiro	4,35a	0,03a	1,80a	3,15b	72,47bc	2,79b	0,12a	0,35a	0,45ab	6,98b
podzólico março	n.d. ⁴	0,03a	1,74a	1,71c	59,76c	2,00c	0,13a	0,26a	0,51a	7,76c
podzólico fevereiro	4,24a	0,03a	1,92a	1,59c	79,29b	2,32d	0,38a	0,27a	0,61b	9,00a
Limite máximo BRASIL, 1998 ²		1,00	0,10	10,00				5,00	0,50	50,0
CODEX alimentarius ³		0,10							0,30	

¹ glei março - cv hortênsia (alface lisa); demais amostras: cv Verônica (alface crespa)

² BRASIL, 1998 - Portaria 685, de 27 ago 1998, Secr. Vigil. Sanit./Minist. da Saúde

³ CODEX alimentarius: general standard for contaminants and toxins in foods, edition 1998, FAO/WHO

⁴ n.d. - não determinado

Tabela 16. Teores de microelementos em amostras de folhas de alface (*Lactuca sativa* L.) (base úmida) coletadas em glei húmico, obtidos com a conversão dos valores observados na matéria seca.

elementos	B	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
amostras ¹	mg kg ⁻¹								
propriedade 1	3,06a	0,15a	0,06a	1,53a	22,24a	1,88a	0,09a	-	6,35a
propriedade 2	3,41ab	0,15a	0,04a	1,29a	15,76a	3,53ab	0,06a	0,04a	10,12b
propriedade 3	3,41b	0,12a	0,09a	0,82a	23,41a	4,71b	0,06a	0,15a	7,41ab
Limite máximo BRASIL, 1998 ²		1,00	0,10	10,00			5,00	0,50	50,0
CODEX alimentarius ³		0,10						0,30	

¹ propriedade 1 - solo tratado com composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU), corretivos e fertilizantes
 propriedade 2 - solo tratado com corretivos e fertilizantes minerais, sem aplicação de CRSU
 propriedade 3 - solo tratado com corretivos e fertilizantes (dois anos de pousio), sem aplicação de CRSU

² BRASIL, 1998 - Portaria 685, de 27 ago 1998, Secr. Vigil. Sanit./Minist. da Saúde

³ CODEX alimentarius: general standard for contaminants and toxins in foods, edition 1998, FAO/WHO

⁴ "..." abaixo do limite de detecção

Os teores de Cd nas folhas de alface coletadas na primeira etapa nos dois solos estão abaixo dos teores admitidos pela legislação brasileira e internacional (BRASIL, 1998; FAO, 1998). Os teores de Cd das folhas de alface coletadas no solo glei na segunda etapa estão abaixo do que é permitido pela legislação brasileira (BRASIL, 1998), mas acima do que é permitido pela legislação internacional (FAO, 1998), tanto para as áreas tratadas com composto quanto nas áreas não tratadas (tabelas 15 e 16).

Os teores de Cr verificados nas amostras coletadas na primeira etapa estão acima do limite estabelecido pela legislação brasileira (BRASIL, 1998), enquanto que os teores de Cr observados na segunda etapa de coleta estão abaixo deste limite (tabelas 15 e 16).

Os teores de Cu, Ni e Zn nas folhas de alface estiveram abaixo dos valores limites da legislação brasileira (BRASIL, 1998) (tabelas 15 e 16).

No caso do Pb, na primeira etapa, com exceção das plantas coletadas no glei húmico em fevereiro, todas as outras amostras estiveram acima dos teores permitidos pela legislação brasileira e internacional (BRASIL, 1998; FAO, 1998) (tabela 15). Já na segunda etapa de coleta (setembro), todas as amostras apresentaram teores abaixo dos limites admitidos (tabela 16).

Os limites toleráveis de Pb pela legislação brasileira e internacional têm diminuído ao longo do tempo, provavelmente devido à preocupação com níveis subclínicos de contaminação, ou seja, sintomas não aparentes e à melhoria nos métodos analíticos de determinação (Nehru & Kaushal, 1992; Pierzynski et al., 1994; Adamis et al., 1999). Em 1990, o Ministério da Saúde revisou os níveis de tolerância para Pb, diminuindo as concentrações aceitáveis na maioria dos alimentos de 8 mg kg^{-1} para $0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ (Brasil, 1990) e o teor de Pb admissível pelo Codex alimentarius passou de 2 para $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ (base úmida) (FAO, 1998; FAO 1999_{a,b,c}).

A fitotoxicidade do Cd e do Pb para a alface e para a beterraba é baixa, de forma que estas culturas podem apresentar altos teores destes elementos sem que nenhum sintoma externo seja detectado, o que pode

representar risco para a nutrição humana (Mahler et al., 1978; Valdares, 1983; Warman et al., 1995; WHO, 1996; Moreno et al., 1997; Chaney, et al., 1998_a; Lehoczky et al., 1998). Todavia, estas espécies vegetais têm participação limitada na dieta. Segundo o Codex alimentarius (FAO, 1999_B) o Brasil é classificado como grupo K, onde os cereais participam com 19,1% da ingestão de Pb, as raízes e tubérculos com 18,7% e os vegetais participam com apenas 3%.

Os resultados observados no presente trabalho sugerem que que dentre os elementos estudados o elemento que apresenta maior risco para a alimentação humana associado ao uso do composto de resíduos sólidos urbanos é o Pb. O Cd também apresentou teores acima dos limites permitidos em alimentos nas amostras coletadas na segunda etapa mas a contaminação pode ter sido causada pela utilização de fertilizantes minerais.

5. CONCLUSÕES

Dentre os métodos utilizados na avaliação dos agroecossistemas do presente estudo (micromorfológicos, microbiológicos, físicos e químicos), os resultados das determinações químicas analíticas foram os que permitiram uma melhor diferenciação entre as áreas tratadas com o composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU) e as áreas não tratadas.

Nenhum efeito nocivo à microbiota pôde ser detectado com as determinações microbiológicas utilizadas (biomassa e número mais provável de fungos e bactérias), apesar dos teores elevados de Cu extraível em DTPA em algumas amostras.

A densidade do solo foi pouco afetada pelo uso de CRSU, provavelmente devido ao cultivo intensivo do solo e o incremento no consumo da matéria orgânica do solo provocado por esta prática.

A aplicação do CRSU afetou a condutividade elétrica do solo porém, através das amostras coletadas no glei húmico na segunda etapa, pode-se verificar que o efeito do composto neste parâmetro foi menor do que o provocado pelo uso de fertilizantes minerais prontamente solúveis, de maior índice salino relativo.

Verificou-se que a aplicação de CRSU aos solos aumentou a fertilidade, havendo uma elevação do pH, com conseqüente diminuição nos valores de $H + Al$ e aumento da CTC e porcentagem de saturação de bases.

Quanto aos teores totais e extraíveis em DTPA dos microelementos nos solos, o Cu e o Zn foram os que apresentaram os maiores incrementos nas áreas tratadas com CRSU quando comparadas às áreas não

cultivadas tomadas como referência nos dois solos, ou às áreas cultivadas adjacentes que nunca receberam aplicação de CRSU no glei húmico, evidenciando que o composto é uma importante fonte destes elementos.

Embora os acréscimos de Cu e Zn nas áreas tratadas com composto em relação às áreas tomadas como referência tenham sido elevados (para o Cu, 4,2 vezes no glei e 2,7 vezes no podzólico e para o Zn 4,6 vezes no glei e 6,5 vezes no podzólico), estes teores permaneceram dentro da faixa de valores encontrados em condições naturais para solos do Estado de São Paulo.

Foram observados teores elevados de Cd e Mo das áreas não cultivadas do podzólico vermelho-amarelo, mais próximas à região metropolitana de São Paulo, e sugere-se a possibilidade de contaminação atmosférica por estes elementos.

A extração sequencial mostrou que para a maior parte das amostras, os microelementos potencialmente tóxicos encontravam-se na fração residual. Nas áreas tratadas com CRSU, o Cu apresentou-se mais associado à matéria orgânica e o Zn mais associado a óxidos. A fração oxídica apresentou também quantidades apreciáveis de Cu e Pb, notadamente no podzólico vermelho-amarelo, sugerindo que a presença de óxidos possa ser um atributo importante para limitar a biodisponibilidade destes microelementos.

Os teores observados nos tecidos vegetais estiveram abaixo dos teores tidos como fitotóxicos, com exceção do Cr e do Cu em algumas amostras, e nenhum sintoma externo foi observado.

Os teores observados nas plantas sugerem que, sob condições de campo, a absorção dos microelementos, de forma geral, é muito variável. No caso do Cd pode-se verificar que os teores nas plantas de alface foram sensivelmente menores do que a absorção deste elemento pela alface observada por outros autores em condições de casa de vegetação e/ou com a aplicação de sais. Além da maior evapotranspiração em condições de casa de vegetação e da maior disponibilidade dos microelementos quando fornecidos

via sal, outra explicação para tal fato seria a predominância do Cd nas formas trocáveis nos experimentos de curta duração enquanto que, no presente trabalho, o Cd predominou na fração residual.

A distribuição dos microelementos nas diferentes partes das plantas (raiz, caule e folhas), apresentou grande variabilidade mas, para a maioria dos elementos estudados, foram observados teores mais elevados nas raízes. No caso do Pb, as plantas de alface apresentaram maior concentração nas raízes e na beterraba houve maior concentração nas folhas. Para o Zn a distribuição nas duas espécies também foi diferente, ou seja, na alface ocorreu maior concentração nas folhas e na beterraba nas raízes. As diferenças fisiológicas entre espécies não permite a extrapolação de resultados, principalmente entre plantas cuja parte consumida é a parte aérea e plantas de raízes comestíveis.

Nas plantas de algumas áreas tratadas com CRSU o Pb foi o único elemento que apresentou teores acima dos valores permitidos em alimentos e este fato esteve associado à utilização do composto. O Cd também esteve acima do limite permitido em algumas amostras, mas a causa provável de contaminação foi atribuída aos fertilizantes minerais.

De forma geral, os resultados obtidos permitem dizer que, dentre os microelementos avaliados no presente estudo, em locais de cultivo onde se utiliza o composto de resíduos sólidos urbanos o principal microelemento a ser monitorado é o Pb.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, M.F.; BERTON, R.S.; ANDRADE, J.C.; Comparison of methods to evaluate heavy metals in organic wastes. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 27, n.5/8, p. 1125-1135, 1996.
- ADAMS, T.McM.; SANDERS, J.R. The effect of pH on the release to solution of zinc, copper and nickel from a metal-loaded sewage sludge. **Environmental Pollution. Series B**, v. 8, p. 85-99, 1984.
- ADAMIS, Z.; TÁTRAI, E.; HONMA, K. et al. Effects of lead (II) nitrate and a dithiocarbamate fungicide on the rat lung. **Journal of Applied Toxicology**, v. 19, p. 347-350, 1999.
- ADRIANO, D.C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: Springer-Verlag, 1986. 533 p.
- ALBASEL, N.; COTTENIE, A. Heavy metals uptake from contaminated soils as affected by peat, lime, and chelates. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, p. 386-390, 1985.
- ALBERT, L.A. **Curso básico de toxicologia ambiental**. México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud; Organización Panamericana de la Salud; Organización Mundial de la Salud; Instituto Nacional Investigaciones sobre Recursos Bióticos. 1985. 371 p.
- ALEXANDER, J.; KOSHUT, R.; KEEFER, R. et al. Movement of nickel from sewage sludge into soil, soybeans and voles. In: SYMPOSIUM OF TRACE SUBSTANCE IN ENVIRONMENTAL HEALTH, 12., Columbia, 1978. **Proceedings**. Columbia: University of Missouri, 1978. p. 377-388.
- ALEXANDER, R.; GOLDSTEIN, N. Setting metals standards for fertilizers. **Biocycle**, v.40, n.5, p.66-69, May 1999.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. 368 p.
- ALLOWAY, B.J.; AYRES, D.C. **Chemical principles of environmental pollution**. London: Blackie Academic & Professional, 1997. 395 p.
- ALTIERI, M.A. **Agroecologia: as bases científicas da agricultura alternativa**. Rio de Janeiro: PTA/FASE, 1989. 240 p.
- ALVARES, C.M.B. Monitoramento da qualidade das águas subterrâneas (aquífero Botucatu) e superficiais na região do depósito de resíduos sólidos da cidade de São Carlos – SP. In: SIMPÓSIO DE CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL, 2., São Carlos, 1997. **Anais**. São Carlos: Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, 1997. p. 141-143.
- ALVES, W.L.; MELO, W.J.; FERREIRA, M.E. et al. Efeito do composto de lixo urbano em um solo arenoso e em plantas de sorgo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 729-736, 1999.
- AMARAL, A.S.; DEFELIPO, B.V.; COSTA, L.M. Liberação de Zn, Fe, Mn e Cd de quatro corretivos da acidez e absorção por alface em dois solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 29, n. 9, p.1351-1358, set. 1994.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Fontes de contaminação de solos e qualidade de vida (compact disc). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., Brasília. 1999. **Simpósios**. Brasília: SBCS, 1999.

- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C. et al. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 16, p. 271-276, 1992.
- AMARANTE, A. Comportamento geoquímico de metais pesados em sedimentos argilosos da bacia de São Paulo, Suzano-SP. São Paulo, 1997. 98 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- ANANYEVA, N.D.; DEMKINA, T.S.; JONES, W.J. et al. Microbial biomass in soil of Russia under long-term management practices. **Biology and Fertility of Soils**, v. 29, p. 291-299, 1999.
- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB, 1993. 221 p.
- ASHMEAD, H. D. **Nutrição & minerais aminoácidos quelados**. São Paulo: Attar Editorial, 1996. 318 p.
- AYUSO, M.; HERNÁNDEZ, T.; COSTA, F. et al. Influencia del grado de madurez de un residuo urbano sobre la germinación y disponibilidad de nitrógeno. **Suelo y Planta**, v.2, n.3, p. 517-527, 1992.
- BAATH, E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (A review). **Water, Air and Soil Pollution**, v. 47, p. 335-379, 1989.
- BAKER, A.J.M.; WALKER, P.L. Physiological responses of plants to heavy metals and the quantification of tolerance and toxicity. **Chemical Speciation and Bioavailability**, v. 1, p. 7-17, 1989.
- BAKER, D.E.; SENFT, J.P. Copper. In: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. cap. 8. p. 179-205.
- BALFOUR, E.B. **The living soil and the Haughley experiment**. New York: Universe Books, 1975. 375 p.
- BARBARICK, K.A.; IPPOLITO, J.A.; WESTFALL, D.G. Extractable trace elements in the soil profile after years of biosolids application. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 801-805, 1998.
- BARBARIKA Jr., A.; SIKORA, L.J.; COLACICCO, D. Factors affecting the mineralization of nitrogen in sewage sludge applied soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 49, p. 1403-1406, 1985.
- BARDGETT, R.D.; McALISTER, E. The measurement of soil fungal:bacterial biomass ratios as an indicator of ecosystem self-regulation in temperature meadow grasslands. **Biology and Fertility of Soils**, v. 29, p.282-290, 1999.
- BARDGETT, R.D.; SPEIR, T.W.; ROSS, D.J.; YEATES, G.W. Impact of pasture contamination by copper, chromium, and arsenic timber preservative on soil microbial properties and nematodes. **Biology and Fertility of Soils**. v. 18, p. 71-79, 1994.
- BARROW, N.J. Testing a mechanistic model. II. The effects of time and temperature on the reaction of zinc with a soil. **The Journal of Soil Science**, v. 37, n. 2, p. 277-286, 1986a.
- BARROW, N.J. Testing a mechanistic model. IV. Describing the effects of pH on zinc retention by soils. **The Journal of Soil Science**, v. 37, n. 2, p. 295-302, 1986b.
- BARROW, N.J. Testing a mechanistic model. VI. Molecular modelling of the effects of pH on phosphate and on zinc retention by soils. **The Journal of Soil Science**, v. 37, n. 2, p. 311-318, 1986c.
- BARROW, N.J. Mechanisms of reaction of zinc with soil and soil components. In: ROBSON, A.D. **Zinc in soils and plants**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1993. cap. 2, p.15-31.
- BARROW, N.J.; WHELAN, B.R. Comparing the effects of pH on the sorption of metals by soil and by goethite, and on uptake by plants. **European Journal of Soil Science**, v. 49, p. 683-692, Dec. 1998.

- BATAGLIA, O.C.; FURLANI, P.R.; VALADARES, J.M.A.S. O molibdênio em solos do Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 15., Viçosa. 1976. **Anais.** Campinas: SBSC, 1976. p. 107-111.
- BEARE, M.H.; COLEMAN, D.C.; CROSSLEY JR., D.A. et al. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. **Plant and Soil**, v. 170, p. 5-22, 1995.
- BECKETT, P.H.R.T. The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges and sludge-treated soils. **Advances in Soil Science**, v. 9, p. 143-176, 1989.
- BEHEL, D.; NELSON, J.R.; SOMMERS, L.E. Assessment of heavy metal equilibria in sewage sludge-treated soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 12, p. 181-186, 1983.
- BELL, P.F.; JAMES, B.R.; CHANEY, R.L. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 20, p. 481-486, 1991.
- BENJAMIN, M.M.; LECKIE, J.O. Effects of complexation by Cl, SO₄ and S₂O₃ on adsorption behaviour of Cd on oxide surfaces. **Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 162-170, 1982.
- BERROW, M.L.; STEIN, W.M. Extration of metals from soils and sewage sludges by refluxing with aqua regia. **Analyst**, v. 108, p. 277-285, 1983.
- BERTI, W.R.; JACOBS, L.W. Distribution of trace elements in soil from repeated sewage sludge applications. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 1280-1286, 1998.
- BERTON, R.S. Perigos do uso excessivo de fertilizantes e corretivos no solo. In: SIMPÓSIO DE AGRICULTURA ECOLÓGICA, 1., Campinas, 1993. **Anais.** Campinas: Fundação Cargill, 1993. p.164-186.
- BERTON, R.S. Reciclagem de resíduos urbanos na agricultura: composto de lixo. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 2., São Carlos, 1997. **Anais.** São Carlos: Embrapa, 1997. p. 112-116.
- BERTON, R.S. Riscos de contaminação dos agroecossistema com metais pesados. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSÓLIDOS DO MERCOSUL, 2., Campinas. 1999. **Anais.** Campinas: Embrapa. /no prelo/.
- BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S. Potencial agrícola do composto de resíduos sólidos urbanos urbano no estado de São Paulo. **O Agrônomo**, v. 43, n. 2/3, p. 87-93, 1991.
- BERTONCINI, E.I. Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. Piracicaba, 1997. 90 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 737-744, 1999.
- BINGHAM, F.T. Relation between phosphorus and micronutrients in plants. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 27, p. 389-391, 1963.
- BINGHAM, F.T.; PAGE, A.L.; STRONG, J.E. Yield and cadmium content of rice grain in relation to addition rates of cadmium copper, nickel, and zinc with sewage sludge and liming. **Soil Science**, v. 130, p. 32-38, 1980.
- BINGHAM, F.T.; PAGE, A.L.; MAHLER, R.J. et al. Growth and cadmium accumulation of plants grown on a soil treated with a cadmium-enriched sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, v. 4, p. 207-211, 1975.

- BISSANI, C. A.; MORAES, S.P.; CAMARGO, F. A. O. et al. Alterações nas propriedades químicas de solos sob adição contínua de composto de lixo urbano domiciliar (compact disc). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Trabalhos**. Rio de Janeiro: SBCS, 1997.
- BOLAN, N.S.; NAIDU, R.; KHAN, M.A.R. et al. The effects of anion sorption on sorption and leaching of cadmium. **Australian Journal of Soil Research**, v. 37, p. 445-460, 1999.
- BOLLAND, M.D.A.; POSNER, A.M.; QUIRK, J.P. Zinc adsorption by goethite in the absence and presence of phosphate. **Australian Journal of Soil Research**, v. 15, p. 279-286, 1977.
- BOURLAG, N.E. **La revolución verde, paz y humanidad**. México: Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo. Serie reimpressos y traducciones n. 3 1972. 35 p.
- BOURLAG, N.E. Nutritional improvement of food legumes by breeding. In: UPGRADING HUMAN NUTRITION THROUGH THE IMPROVEMENT OF FOOD LEGUMES. Rome, 1973. **Proceedings**. Rome: Food and Agriculture Organization. 1973. p. 7-11.
- BRAMS, E.; ANTHONY, W. Residual cadmium in a soil profile and accumulation in wheat grain. **Plant and Soil**, v. 109, p. 3-8, 1988.
- BRASIL. Leis, decretos, etc. Portaria nº 16 de 13 de março de 1990. **Diário Oficial**, 15 mar. 1990. Seção 1, p. 5436. Fixa limites máximos de tolerância de chumbo em alimentos.
- BRASIL Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância Sanitária. Portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998. **Diário Oficial**, 28 ago. 1998. Seção 1, p. 3172-3175. Republicada em 24 set. 1998. Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos e seu Anexo". ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO. Revisão 7. 1998.
- BRASIL. Leis, decretos, etc. Lei 9832 de 14 set. 1999: embalagens metálicas industriais – solda de chumbo. Proíbe o uso industrial de embalagens metálicas soldadas com liga de chumbo e estanho para acondicionamento de gêneros alimentícios, exceto para produtos secos ou desidratados. In: FOOD base: legislação sobre alimentos. São Paulo: Vox/Food Staff, 1999. CD- ROM.
- BRAUDE, G.L.; NASH, A. M.; WOLF, W.J. et al. Cadmium and lead content of soybean products. **Journal of Food Science**, v. 45, p. 1187-1199, 1980.
- BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, v.19, p. 269-279, 1995.
- BROWN, J.C.; JONES, W.E. Heavy metal toxicity in plants. 1. A crisis in embryo. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 6, n. 4, p. 421-438, 1975.
- BROWN, S.L.; CHANEY, R.L.; ANGLE, J.S. et al. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolids-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 1071-1078, 1998.
- BROWN, S.L.; XUE, Q.; CHANEY, R.L. et al. Effect of biosolids processing on the bioavailability of Pb in urban soils. In: BIOSOLIDS MANAGEMENT INNOVATIVE TREATMENT TECHNOLOGIES AND PROCESSES, Chicago, 1997. **Proceedings**. Chicago: Water Environment Research Foundation, 1997. p. 43-54.
- BRUN, L.A.; MAILLET, J.; RICHARTE, J.; et al. Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. **Environmental Pollution**, v. 102, p. 151-161, 1998.
- BRUNNER, P.H.; BACCINI, P. Regional material management and environmental protection. **Waste Management & Research**, v. 10, p. 203-212, 1992.
- BUERGE, I.J.; HUG, S.J. Influence of organic ligands on chromium (VI) reduction by iron (II). **Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 2092-2099, 1998.

- BURG, R. von; LIU, D. Toxicology uptake. **Journal of Applied Toxicology**, v. 13, n. 3, p. 225-230, 1993.
- CABRERA, F.; DIAZ, E.; MADRID, L. Effect of using urban compost as manure on soil contents of some nutrients and heavy metals. **Journal of the Science and Food and Agriculture**, v. 47, p. 159-169, 1989.
- CALEGARI, A.; PAVAN, M.A. Efeitos da rotação de milho com adubos verdes de inverno na agregação do solo. **Arquivo de Biologia e Tecnologia**, v. 38, n. 1, p. 45-53, 1995.
- CAMARGO, O.A.; ROVERS, H.; VALADARES, J.M.A.S. Adsorção de níquel em latossolos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 13, p. 125-129, 1989.
- CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S.; DECHEN, A.R. Efeitos do pH e da incubação na extração do manganês, zinco, cobre e ferro do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.6, p.83-88, 1982.
- CANDELARIA, L.M.; CHANG, A.C. Cadmium activitie, solution speciation, and solid phase distribution of Cd in cadmium nitrate and sewage sludge-treated soil systems. **Soil Science**, v. 162, n. 10, p. 722-740, 1997.
- CARDOSO, E.J.B. Degradação de resíduos orgânicos pela microbiota do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20.; SIMPÓSIO: O SOLO COMO MEIO DE DESCARTE E DEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS, Piracicaba, 1992. **Anais**. Piracicaba: SBSCS; Fundação Cargill, 1992 a. p. 179-193.
- CARDOSO, E.J.B. Efeito da matéria orgânica na biologia do solo. In: ENCONTRO SOBRE MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO: PROBLEMAS E SOLUÇÕES, Botucatu, 1992. **Anais**. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agronômicas, 1992 b. p. 37-62.
- CARMO, J.B. **Compostos de lixo urbano do município de São Paulo**. I. Maturação de compostos. Piracicaba: ESALQ, Depto. Química, 1998. 63 p. (Relatório científico relativo a auxílio pesquisa. FAPESP processo nº 1996/06223-4)
- CASARINI, D.C.P. Padrões de Qualidade de Solo e Água Subterrânea. In: WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO. Campinas, 1996. **Anais**. Jaguariúna: Embrapa, CNPMA. 1996. p. 21-38.
- CASSMAN, K.G.; MUNNS, D.N. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth. **Soil Science Society of America Journal**. v. 44, p.1233-1237. 1980.
- CASTILHO, P. del; CHARDON, W.J. Uptake of soil cadmium by three field crops and its prediction by a pH-dependent Freundlich sorption model. **Plant and Soil**. v. 171, p. 263-266, 1995.
- CASTILLO, A.S.; TRINCA, C.R.; CASANOVA, E. Efecto de la incorporacion de residuos orgânicos sobre la dinamica del fosforo en un alfisol degradado del estado Yaraccuy, Venezuela (compact disc). In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE SUELO, 13., Águas de Lindóia, 1996. **Solo-suelo 96**: trabalhos. Piracicaba: SBSCS, SLCS, 1996.
- CASTRO, O.M.; CAMARGO, O.A.; CANTARELLA, H. et al. Teores de zinco, cobre, manganês e ferro em dois latossolos sob plantios direto e convencional. **Bragantia**. v. 51, n. 1, p. 77-84, 1992.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; MORAES, J.L. Dinâmica do carbono nos solos da Amazônia. In: ALVARES, V.H.; FONTES, L.E.; FONTES, M.P.F. **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: SBSCS;UFV, 1996. p. 61-69.
- CEUSTER, T.J.J.; HOITINK, H.A.J. Using compost to control plant diseases. **Biocycle**. v.40, n.61-64, Jun, 1999.

- CHABOUSSOU, F. **Plantas doentes pelo uso de agrotóxicos: a teoria da trofobiose**. Porto Alegre: L & PM. 1987. 256 p.
- CHANEY, R.L. Public health and sludge utilization - food chain impact. **Biocycle**, v. 31, n. 10, p. 68-73, Oct. 1990a.
- CHANEY, R.L. Twenty years of land application research - regulating beneficial use. **Biocycle**, v. 31, n. 9, p. 54-59, Sept. 1990b.
- CHANEY, R.L. Zinc phytotoxicity. In: ROBSON, A.D. **Zinc in soils and plants**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1993. cap. 10, p. 135-150.
- CHANEY, R.L. Trace metal movement soil-plant systems and bioavailability of biosolids-applied metals. In: CLAPP, C.E.; LARSON, W.E.; DOWDY, R. H. **Sewage sludge: land utilization and the environment**. Madison: SSSA, 1994. cap. 5, p. 27-31.
- CHANEY, R.L.; OLIVER, D.P. Sources, potencial adverse effects and remediation of agricultural soil contaminants. In: NAIDU, R. **Contaminants and the soil environment in the Australasia-Pacific Region**. London: Kluwer Academic, 1996. cap. 11, p. 323-359.
- CHANEY, R.L. RYAN, J.A. Heavy metals and toxic organic pollutants in MSW-Composts: research results on phytoavailability, bioavailability, fate, etc. In: HOITINK, H.A.J.; KEENER, H.M. **Science and engineering of composting**. Worthington: Renaissance Publ., 1993. p. 451-506.
- CHANEY, R.L.; BROWN, S.L; ANGLE, J.S. Soil-root interface: ecosystem health and human food-chain protection. In: HUANG, P.M. **Soil chemistry and ecosystem health**. Madison: SSSA, 1998a. cap. 10, p. 279-311.
- CHANEY, R.L.; GREEN, C.E.; FILCHEVA, E. et al. Effect of iron, manganese, and zinc enriched biosolids compost on uptake of cadmium by Lettuce from cadmium-contaminated soils. In: CLAPP, C.E.; LARSON, W.E.; DOWDY, R. H. **Sewage sludge: land utilization and the environment**. Madison: SSSA, 1994. cap. 27. p. 205-207.
- CHANEY, R.L; LI, Y.M.; SCHNEITER, A.A. et al. Progress in developing technologies to produce low Cd concentration sunflower kernels. In: **SUNFLOWER RESEARCH WORKSHOP, 15.**, Fargo, 1993. **Proceedings**. Bismark: National Sunflower Association. 1993. p. 80-92.
- CHANG, A.C.; HYUN, H.; PAGE, A.L. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb ? **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p. 11-19, 1997.
- CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; BINGHAM, F.T. Heavy metal absorption by winter wheat following termination of cropland sludge applications. **Journal of Environmental Quality**, v. 11, n. 4, p. 705-708, 1982.
- CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; WARNEKE, J.E. Long-term applications on cadmium and zinc accumulation in swiss Chard and Radish. **Journal of Environmental Quality**, v. 16, p. 217-221, 1987.
- CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; WARNEKE, J.A. et al. Sequential extraction of soil heavy metals following a sludge application. **Journal of Environmental Quality**, v. 13, p. 33-38, 1984a.
- CHAUDRI, A.M.; McGRATH, S.P.; GILLER, K.E. Metal tolerances of *Rhizobium leguminosarum* bv *trifolii* from soil contaminated by past applications of sewage sludge. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 24, p. 625-632, 1992.
- CHEN, M.; MA, L.Q.; HARRIS, W.G. Baseline concentrations of 15 elements in Florida surface soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, p. 1173-1181, 1999.

- CHITOLINA, J.C. **Compostos de lixo urbano do município de São Paulo**. I. caracterização química. Piracicaba: ESALQ, Depto. Química, 1998 a. 72 p. (Relatório científico relativo a auxílio pesquisa. FAPESP processo nº 1996/4049-7)
- CHITOLINA, J.C. **Compostos de lixo urbano do município de São Paulo**. II. especiação de metais pesados. Piracicaba: ESALQ, Depto. Química, 1998 b. 52 p. (Relatório científico relativo a auxílio pesquisa. FAPESP processo nº 1996/4049-7)
- CHOWDHURY, A.K.; McLAREN, R.G.; CAMERON, K.C. et al. Fractionation of zinc in some New Zealand soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 28, n. 3/5, p. 301-312, 1997.
- CHUMBLEY, C.G.; UNWIN, R.J. Cadmium and lead content of vegetable crops grown on land with a history of sewage sludge application. **Environmental Pollution**. Series B, v. 4, p. 231-237, 1981.
- CIESLINSKI, G.; MERCIK, S.; NEILSEN, G. Effect of soil application of cadmium contaminated lime on soil cadmium distribution and cadmium concentration in strawberry leaves and fruit. **Journal of Plant Nutrition**, v. 17, n. 7, p. 1095-1110, 1994.
- CIESLINSKI, G.; RESS, K.C.J. van; SZMIGIELSKA, A.M. et al. Low-molecular-weight organic acids in rhizosphere soils of durum wheat and their effect on cadmium bioaccumulation. **Plant and Soil**, v. 203, p. 109-117, 1998.
- COKER, E.G.; MATTHEWS, P.J. Metals in sewage sludge and their potential effects in agriculture. **Water Science and Technology**, v. 15, p. 209-225, 1983.
- COLLIER, L.S.; VELLOSO A.C.X.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Distribuição de metais pesados em solo glei tratado com composto de resíduo urbano. (compact disc). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Trabalhos**. Rio de Janeiro: SBCS, 1997.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. Inventário estadual de resíduos sólidos domiciliares – relatório síntese. v. 1. **Diário Oficial do Estado de São Paulo** – suplemento. v. 109,
- COMPOSTING in Brazil. **Biocycle**, v. 25, n. 6, p. 36,37, Sept. 1984.
- COREY, R.B.; KING, L.D.; LUE-HING C. et al. Effects of sludge properties on accumulation of trace elements by crops. In: PAGE, A.L.; LOGAN, T.J.; RYAN, J.A. **Land application of sludge: food chain implications**. Chelsea: Lewis Publ., 1987. cap. 3, p. 25-51.
- COSTA, C.A. Crescimento e teores de sódio e de metais pesados da alface e da cenoura adubadas com composto orgânico de lixo urbano. Viçosa, 1994. 89 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa.
- COSTA, C.A.; CASALI, V.W.; LOURES, E.G. et al. Teores de metais pesados em alface (*Lactuca sativa* L.) adubada com composto orgânico de lixo urbano. **Revista Ceres**, v. 41, n. 238, p. 629-640, 1994 a.
- COSTA, C.A.; SANTOS, I.C.; CASALI, V.W. et al. Redução da absorção de cádmio pela alface cv BR-221 por meio do cultivo com composto orgânico. **Horticultura Brasileira**, v. 12, n. 2, p. 136-139, nov. 1994 b.
- CRAVO, M.S. Composto de lixo urbano como fonte de nutrientes e metais pesados para alface. Piracicaba. 1995. 148 p. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.
- CRAVO, M.S.; MURAOKA, T.; GINÉ, M.F. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 547-553, 1998.
- CUNHA, R.C.; CAMARGO, O.A.; KINJO, T. Aplicação de três isotermas na adsorção de zinco em oxissolos, alfissolos e ultissolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, p. 15-20, 1994 a.

- CUNHA, R.C.; CAMARGO, O.A.; KINJO, T. Retenção de zinco em solos paulistas. **Bragantia**, v. 22, p. 291-301, 1994b.
- CUNNINGHAM, J.D.; KEENEY, D.R.; RYAN, J.A. Phytotoxicity and uptake of metals added to soil as inorganic salts or in sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, v. 4, n. 4, p. 460-462, 1975a.
- CUNNINGHAM, J.D.; RYAN, J.A.; KEENEY, D.R. Phytotoxicity in and metal uptake from soil treated with metal-amended sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, v.4, p. 455-460, 1975b.
- CUTLER, J.M.; RAINS, D.W. Characterization of cadmium uptake by plant tissue. **Plant Physiology**, v. 54, p. 67-71, 1974.
- DAHLIN, S.; WITTER, E.; MARTENSSON, A. et al. Where's the limit? Changes in the microbiological properties of agricultural soils at low levels of metal contamination. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 9, p. 1405-1415, 1997.
- DAS, P.; SAMANTARAY, S.; ROUT, G.R. Studies on cadmium toxicity in plants: a review. **Environmental Pollution**, v. 98, n. 1, p. 29-36, 1997.
- DAVIES, B.E. Lead. In: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. cap. 9, p.206-223.
- DAXBECK, H; BRUNNER, P.H. Regional material balances as a tool for environmental monitoring. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ENVIRONMENTAL CONTAMINATION IN CENTRAL AND EASTERN EUROPE: "A FORUM FOR TECHNOLOGY TRANSFER", Budapest, 1992. **Proceedings**. Budapest: s.ed., 1992. 4 p.
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Atlas pluviométrico do Estado de São Paulo** (período 1941 – 1970). São Paulo, 1972. 84 p.
- DE VRIES, M.P.C.; TILLER, K.G. Sewage sludge as a soil amendment, with special reference to Cd, Cu, mn, Ni, Pb, and Zn - comparasion of results from experiments conducted inside and outside a glasshouse. **Environmental Pollution**, v. 16, p. 231-240, 1978.
- DIAS, C.L.; LEMOS, M.M.G.; CAPELETI, A.R. et al. Derivação de valores de intervenção para chumbo, benzeno e tetracloretileno, utilizando o modelo de avaliação de risco C-soil, para controle da contaminação de solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo (compact disc). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., São Paulo, 1998. **Trabalhos**. São Paulo: ABAS, 1998.
- DICKINSON, N.M.; LEPP, N.W.; ORMAND, K.L. Copper contamination of a 68 year old *Coffea arabica* L. plantation. **Environmental Pollution**. Series B. v. 7, p. 223-231, 1984.
- DICKINSON, N.M.; LEPP, N.W.; SURTAN, G.T.K. Further studies on copper accumulation in Kenyan *Coffea arabica* plantations. **Agricultural Ecosystems and Environment**, v. 21, p. 181-190, 1988.
- DOELMAN, P.; HAANSTRA, L. Effect of lead on soil respiration and dehydrogenase activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 11, p. 475-479, 1979a.
- DOELMAN, P.; HAANSTRA, L. Effect of lead on the decomposition of organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 11, p. 481-485, 1979b.
- DOELMAN, P.; HAANSTRA, L. Effect of lead on the soil bacterial microflora. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 11, p. 487-491, 1979c.
- DOELMAN, P.; JANSEN, E.; MICHELS, M. et al. Effects of heavy metals in soil on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecologically relevant parameter. **Biology and Fertility of Soils**, v. 17, p. 177-184, 1994.

- DONER, H.E. Chloride as a factor in mobilities of Ni (II), Cu (II) and Cd (II) in soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 42, p. 882-885, 1978.
- DOWDY, R.H.; LATTERELL, J.J. HINESLY, T.D. et al. Trace metal movement in and aeric ochraqualf following 14 years of annual sludge applications. **Journal of Environmental Quality**, v. 20, p. 119-123, 1991.
- DUDKA, S.; ADRIANO, D.C. Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p. 590-602, 1997.
- DUDKA, S.; CHLOPECKA, A. Effect of solid-phase speciation on metal mobility and phytoavailability in sludge-amended soil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 51, p. 153-160, 1990.
- ECHEVERRÍA, J.; MORERA, T.; GARRIDO, J. Metal-induced chromium (VI) sorption by two calcareous soils **Australian Journal of Soil Research**, v. 37, p. 431-443, 1999.
- ECHEVERRÍA, J.C.; MORERA, M.T.; MAZKIARÁN, C. et al. Competitive sorption of heavy metal by soils. Isotherms and fractional factorial experiments. **Environmental Pollution**, v. 101, p. 275-284, 1998.
- EDWARDS, R.; LEPP, N.W.; JONES, K.C. Other less abundant elements of potential environment significance. In: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. cap. 14, p.306-352.
- EGREJA FILHO, F.B. Avaliação da ocorrência e distribuição química de metais pesados na compostagem do lixo domiciliar urbano. Viçosa. 1993. 176 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
- EHRlich, H.L. Microbes and metals. **Applied Microbiology Biotechnology**. v. 48, p. 687-692, 1997.
- EICK, M.J.; PEAK, J.D.; BRADY, P.V. et al. Kinetics of lead adsorption/desorption on goethite: residence time effect. **Soil Science**, v. 164, n. 1, p. 28-39, 1999.
- EL-BASSAM, N.; TIETJEN, C. Municipal sludge as organic fertilizer with special reference to the heavy metals constituents. In: SYMPOSIUM ON SOIL ORGANIC MATTER STUDIES, Viena, 1977. **Proceedings**. Viena: International Atomic Energy Agency; F.A.O. 1977. v.2, p.253-258.
- ELLIOTT, H.A.; LIBERATI, M.R.; HUANG, C.P. Competitive adsorption of heavy metals by soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 15, p. 214-217, 1986.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1979. 1v.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 Rule**. Washington, 1995. 144 p.
- ESSINGTON, M.E.; MATTIGOD, S.V. Trace element solid-phase associations in sewage sludge and sludge-amended soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 55, p. 350-356, 1991.
- FAO. **Codex alimentarius**: general standard for contaminants and toxins in foods. Rome, 1998. 139 p.
- FAO. Codex Alimentarius Commission. **Draft maximum levels for lead**. Rome, 1999 a. 19 p.
- FAO. Codex Alimentarius Commission. **Methodology and principles for exposure assesment in the codex general standard for contaminants and toxins in food**. Rome, 1999 b. 23 p.
- FAO. Codex Alimentarius Commission. **Request for Comments on the proposed draft code of practice for source directed measures to reduce contamination of food with chemicals**. Rome, 1999c. 2 p.

- FASSBENDER, H.W.; BORNEMISZA, E. **Química de suelos**: con énfasis en suelos de América Latina. San José: IICA, 1987. 420 p.
- FELLEMBERG, G. **Introdução aos problemas de poluição ambiental**. São Paulo: EDUSP, 1980. 196 p.
- FIGUEIREDO, P. J.M. **A sociedade do lixo**: os resíduos, a questão energética e a crise ambiental. Piracicaba: Editora UNIMEP, 1994. 240 p.
- FORTES NETO, P.; SELBACH, P.A. Compostagem natural do lixo domiciliar urbano através de leiras estáticas e revolvidas. In: WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO, Campinas, 1996. **Anais**. Jaguariúna: Embrapa, CNPMA, 1996. p. 226.
- FREEDMAN, B.; HUTCHINSON, T.C. Source of metal and elemental contamination of terrestrial environments. In: LEPP, N.W. **Effect of heavy metal pollution on plants**. London: Applied Science, 1981. v.2, cap. 2, p. 35-94.
- FREEMAN, G.B.; JOHNSON, J.D.; KILLINGER, J.M. et al. Relative bioavailability of lead from mining waste soil in rats. **Fundamental and Applied Toxicology**, v. 19, p. 388-398, 1992.
- FROSTEGARD, A.; TUNLID, A.; BAATH, E. Phospholipid fatty acid composition biomass and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different metals. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 59, p. 3605-3617, 1993.
- FROSTEGARD, A.; TUNLID, A.; BAATH, E. Changes in microbial community structure during long-term incubation in two soils experimentally contaminated with metals. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 28, p. 55-63, 1996.
- GABE, U.; RODELLA, A.A. Trace elements in brazilian agricultural limestones and mineral fertilizers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 30, n. 5/6, p. 605-620, 1995.
- GILLER, K.E.; WITTER, E.; McGRATH, S.P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 10/11, p. 1389-1414, 1998.
- GIUSQUIANI, P.L.; GIGLIOTTI, G.; BUSINELLI, D. Mobility of heavy metals in urban waste-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 21, p. 330-335, 1992.
- GODO, G.H.; REISENAUER, H.M. Plant effects on soil manganese availability. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, p. 993-995, 1980.
- GOMES, P.C. Fracionamento e biodisponibilidade de metais pesados influenciados por calagem e concentrações de metais em latossolo vermelho-amarelo. Viçosa, 1996. 161 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
- GOMES, P.C.; FONTES, M.P.F.; COSTA, L.M. et al. Fracionamento de metais pesados influenciados por horizontes e calagem em latossolo vermelho-amarelo. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., Ouro Preto, 1997. **Anais**. Ouro Preto: SOBRADE, 1997. p. 249-256.
- GORGATI, C.Q. Estudo da fração orgânica de lixo urbano como substrato para biodigestor e como matéria-prima para vermicompostagem. Jaboticabal, 1993. 70 p. Trabalho (Graduação) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho".
- GROSSI, M.G.L. Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileiras de lixo doméstico através da determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas. São Paulo, 1993. 222 p. Tese (Doutorado) - Instituto de Química, Universidade de São Paulo.
- GUILHERME, L.R.G. Poluição do solo e qualidade ambiental. (compact disc) In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., Rio de Janeiro. 1999. **Palestras**. Brasília: SBCS, 1999.

- GUPTA, U.C. Factors affecting boron uptake by plants. In: GUPTA, U.C. **Boron and its role in crop production**. Boca Raton: CRC Press, 1993. cap. 5, p. 87-104.
- GUPTA, U.C.; LIPSETT, J. Molybdenum in soils plants and animals. **Advances in Agronomy**, v. 34, p. 73-115, 1981.
- GUPTA, U.C.; JAME, Y.W.; CAMPBELL, C.A. et al. Boron toxicity and deficiency: a review. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 65, n. 3, p. 381-409, 1985.
- HAAN, S. Results of municipal waste compost research over more than fifty years at the Institute for Soil Fertility at Haren/Groningen, the Netherlands. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, v. 29, p. 49-61, 1981.
- HAMMER, S.A. Garbage in/garbage out: a hard look at mixed municipal solid waste composting. **Resource Recycling**, v.11, n.2, p.40, 42-44, Feb. 1992.
- HAMON, R.E.; McCLAUGHLIN, M.J.; NAIDU, R. et al. Long-term changes in cadmium bioavailability in soil. **Environmental Science and Technology**, v.32, p. 3699-3703, 1998.
- HANNAM, R.J.; OHKI, K. Detection of manganese deficiency and toxicity in plants. In: GRAHAM, R.D.; HANNAM, R.J.; UREN, N.C. **Manganese in soils and plants**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1988. cap. 16, p. 243-259.
- HARRISON, N. Metals. In: WATSON, D.H. **Safety of chemicals in food chemical contaminants**. London: Ellis Horwood, 1993. cap. 7, p. 109-124.
- HARRISON, R.M. Physico-chemical speciation and chemical transformations of toxic metals in the environment. In: COUGHTREY, P.J.; MARTIN, M.H.; UNSWORTH, M.H. **Pollutant transport and fate in ecosystems**. Oxford: Blackwell Scientific, 1987. p.239-247. (British Ecological Society Special Publication, 6).
- HARTER, R.D. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc and nickel. **Soil Science Society of America Journal**, v. 47, p. 47-51, 1983.
- HE, Q.B.; SINGH, B.R. Plant availability of cadmium in soil. I. Extractable cadmium in newly and long-term cultivated soils. **Acta Agriculturae Scandinavica**, v. 43, p. 134-141, 1993 a.
- HE, Q.B.; SINGH, B.R. Plant availability of cadmium in soils.II. Factors related to the extractability and plant uptake of cadmium in cultivated soils. **Acta Agriculturae Scandinavica**, Section B. Soil and Plant Science, v. 43, p. 142-150, 1993b.
- HE, X.T.; LOGAN, T.J.; TRAINA, S.J. Physical and chemical characteristics of selected u.s. municipal solid waste composts. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p. 543-552, 1995.
- HE, X.T.; TRAINA, S.J.; LOGAN, T.J. Chemical properties of municipal solid waste composts. **Journal of Environmental Quality**, v. 21, p. 318-329, 1992.
- HERNANDEZ, T.; GARCIA, C.; COSTA, F. et al. Utilizacion de residuos urbanos como fertilizantes organicos. **Suelo y Planta**, v.2, p. 373-383, 1992.
- HILL, R.L.; JAMES, B.R. The influence of waste amendmets on soil properties. In: RECHCIGL, J.E. **Soils amendmets and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. cap. 8, p. 311-326.
- HOLM, P.E.; CHRISTENSEN, T.H.; TJELL, J.C.; McGRATH, S.P. Speciation of cadmium and zinc with application to soil solutions. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p. 183-190, 1995.
- HOROWITZ, A.; DANTAS, H.S. Boro disponível nos solos da zona litoral-mata de Pernanbuco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 8, p. 163-168, 1973a.

- HOROWITZ, A.; DANTAS, H.S. Geoquímica dos elementos menores nos solos de Pernambuco. III. Cobre na zona litoral-mata. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 8, p. 169-176, 1973b.
- HOWARD, A. **An agricultural testament**. New York: Oxford & Rodale Press, 1943. 253 p.
- HOVI, A. **Source separation project of organic household waste**. Lahti: University of Helsinki. Lahti Research and Training Centre, 1992. 7p. /Apresentado ao IX Congresso da IFOAM, São Paulo, 1992/
- HSIEH, Y.P.; DOUGLAS, L.A.; MOTTO, H.L. Modeling sewage sludge decomposition in soil: Nitrogen transformation. **Journal of Environmental Quality**, v. 10, n. 1, p. 59-64, 1981.
- HUBER, D.M.; WILHELM, N.S. The role of manganese in resistance to plant diseases. In: GRAHAM, R.D.; HANNAM, R.J.; UREN, N.C. **Manganese in soils and plants**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1988. cap. 11, p. 155-173.
- HUNTJENS, J.L.M.; OOSTERVELD-van-VLIET, W.M.; SAYED, S.K.Y. The decomposition of organic compounds in soil. **Plant and Soil**, v. 61, n. 1/2, p. 227-242, 1981.
- HUTTON, M.; SYMON, C. Sources of cadmium discharge to the UK environment. In: COUGHTREY, P.J.; MARTIN, M.H.; UNSWORTH, M.H. **Pollutant transport and fate in ecosystems**. Oxford: Blackwell Scientific, 1987. p.223-237. (British Ecological Society Special publication, 6).
- IGUE, K.; PAVAN, M.A. Uso eficiente de adubos orgânicos. In: SIMPÓSIO SOBRE FERTILIZANTES ORGÂNICOS NA AGRICULTURA BRASILEIRA, Brasília, 1984. **Anais**. Brasília: Fundação Cargill, 1984. p. 383-418.
- INERSON, P.; ANDERSON, J.M. Aerobically isolated bacteria associated with the gut and faeces of the litter feeding macroarthropods *Oniscus asellus* and *Glomeris marginata*. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 17, n. 6, p. 843-849, 1985.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT; CEMPRE, 1995. 278 p.
- IRETSKAYA, S.N.; CHIEN, S.H. Comparison in cadmium uptake by five different food grain crops grown on three soils of varying pH. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 30, n. 3/4, p. 441-448, 1999.
- JAHNEL, M.C.; CARDOSO, E.J.B.N.; DIAS, C.T.S. Determinação do número mais provável de microrganismos do solo pelo método de plaqueamento por gotas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 553-559, 1999.
- JARDIM, W.F. Metais pesados, um dano irreparável. Metais pesados, um dano irreparável. **Revista Brasileira de Tecnologia**, v. 14, n. 2, p. 41-45, 1983.
- JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biological on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, n. 3, p. 209-213, 1976.
- JOHN, M.K. Cadmium uptake by eight food crops as influenced by various soil levels of cadmium. **Environmental Pollution**, v. 4, p. 7-15, 1973.
- JONES, D.L. Organic acids in the rhizosphere – a critical review. **Plant and Soil**, v. 205, p. 25-44, 1998.
- JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Condições físicas de um latossolo vermelho-escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, p. 237-240, 1991.
- KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D.C. Trace metals. In: RECHCIGL, J.E. **Soils amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publ., 1995. cap. 4, p. 139-168.

- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1992. 365 p.
- KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W. et al. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, p. 4-10, 1997.
- KATZ, S.A.; SALEM, H. The toxicology of chromium with respect to its chemical speciation: a review. **Journal of Applied Toxicology**, v. 13, n. 3, p. 217-224, 1993.
- KELLER, C.; VEDY, J.C. Distribution of copper and cadmium fractions in two forest soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 987-999, 1994.
- KENNEDY, A.C.; GEWIN, V. Soil microbial diversity: present and future. **Soil Science**, v. 162, n. 9, p. 607-617, 1997.
- KHALEEL, R.; REDDY, K.R.; OVERCASH, M.R. Changes in soil physical properties due to organic waste applications; a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 10, p. 133-139, 1981.
- KHAN, N.A.; AHMAD, A.A.; NOMANI, A.A. et al. Atomic absorption spectrophotometric studies of cadmium and zinc in commercial fertilizers, and soils and river waters. **Environmental Pollution. Series B**, v. 2, p. 259-264, 1981.
- KIEHL, E.J. **Manual de edafologia**. São Paulo: Ceres, 1979. 262 p.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.
- KIERKENS, L. Zinc. In: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. cap. 13, p. 284-305.
- KING, L.D. Soil heavy metals. In: ALVAREZ, V.H.; FONTES, L.E.F.; FONTES, M.P.F. **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: SBCS; UFV, 1996. p. 823-836.
- KPARMWANG, T.; SEU, I.E.; CHUDE, V.O. Available and total forms of copper and zinc in basaltic soils of the nigerian savanna. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 29, n. 15/16, p. 2235-2245, 1998.
- KUBOTA, J.; ALLAWAY, W.H. Geographic distribution of trace element problems. In: MORTVEDT, J.J.; GIORDANO, P.M.; LINDSAY, W.L. **Micronutrients in agriculture**. Madison: Soil Science Society of America Inc. 2 ed. 1973. Chapter 21, p. 525-554.
- KUO, S. Concurrent sorption of phosphate and zinc, cadmium, or calcium by a hydrous ferric oxide. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, p. 1412-1419, 1986.
- KUO, S.; BAKER, A.S. Sorption of copper, zinc and cadmium by some acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, p. 969-974, 1980.
- KUO, S.; JELLUM, E.J.; BAKER, A.S. Effects of soil type, liming and sludge application on zinc and cadmium availability to swiss chard. **Soil Science**, v. 139, p. 122-130, 1985.
- LAGENBACH, T.; SARPA, M. Teor de cádmio nos fertilizantes fosfatados brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 9, p. 179-181, 1985.
- LAGERWERFF, J.V.; BIERSDORF, G.T.; MILBERG, R.P. et al. Effects of incubation and liming on yield and heavy metal uptake by rye from sewage-sludge soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 6, n. 4, p. 427-431, 1977.
- LAGRIFFOUL, A.; MOCQUOT, B.; MENCH, M. et al. Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and activities of stress related enzymes in young maize plants (*Zea mays* L.). **Plant and Soil**, v. 200, p. 241-250, 1998.

- LAKE, D.J. Chemical speciation of heavy metals in sewage sludge and related matrices. In: LESTER, J.N. **Heavy metals in wastewater an sludge treatment process**. Boca Raton: CRC Press, 1987 a. v.2, p. 126-148.
- LAKE, D.J. Sludge disposal to land. In: LESTER, J.N. **Heavy metals in wastewater an sludge treatment process**. Boca Raton: CRC Press, 1987 b. v.2, p. 92-124.
- LAMBERT, D.H.; BAKER, D.E.; COLE JR., H. The role of mycorrhizae in the interactions of phosphorus with zinc, copper, and other elements. **Soil Science Society of America Journal**, v. 43, p. 976-980, 1979.
- LAMIM, S.S.M.; JORDÃO, C.P.; BRUNE, W. et al. Caracterização química e físico-química de vermicomposto de esterco bovino e avaliação da adsorção competitiva por cádmio e chumbo. **Química Nova**, v. 19, n. 5, p. 457-463, 1996.
- LAMY, I.; BOURGEOIS, S.; BERMOND, A. Soil cadmium mobility as a consequence of sewage sludge disposal. **Journal of Environmental Quality**, v. 22, p. 731-737, 1993.
- LASKOWSKI, R. Are the top carnivores endangered by heavy metal biomagnification ? **Oikos**, v. 60, p. 387-390, 1991.
- LEE, B.D.; CARTER, B.J.; BASTA, N.T. et al. Factors influencing heavy metal distribution in six Oklahoma benchmark soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, p. 218-223, 1997.
- LEHOCZKY, É.; SZABÓ, L.; HORVÁTH, Sz. et al. Cadmium uptake by lettuce in different soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 29, n. 11/14, p. 1903-1912, 1998.
- LEMOES, R.C.; SANTOS, R.D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1984. 45 p.
- LEPP, N.W. Copper. In: LEPP, N.W. **Effect of heavy metal pollution on plants**. London: Applied Science Publ., 1981. v.1, cap. 4, p. 111-143.
- LE RICHE, H.H.; WEIR, A.H. A method of studying trace elements in soil fractions. **Journal of Soil Science**, v. 14, p. 225-235, 1963.
- LI, M.; HUE, N.V.; HUSSAIN, S.K.G. Changes of metal forms by organic amendments to Hawaii soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 28, n. 3/5, p. 381-394, 1997.
- LI, Y.M.; CHANEY, R.L.; SCHNEITER, A.A. Effect of soil chloride level on cadmium concentration in sunflower kernels. **Plant and Soil**, v. 167, p. 275-280, 1994.
- LI, Y.M.; CHANEY, R.L.; SCHNEITER, A.A. et al. Genotypic variation in kernel cadmium concentration in sunflower germplasm under varying soil conditions. **Crop Science**, v. 35, n. 1; p. 137-141, 1995.
- LIEBIG, J. von **Les Lois Naturelles L'Agriculture**. Paris: Librairie Agricole de La Maison Rustique, 1864. v. 1, 184 p.
- LIMA, J.S.; MENK, J.R.F. Estudos preliminares sobre a ação do composto orgânico em algumas propriedades de solos agrícolas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 3/4, p. 96-99, 1997.
- LIMA, J.S.; MENK, J.R.F.; LICHTIG, J. et al. Influência do composto orgânico no teor de metais pesados de solos agrícolas. **Bio Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.4, n. 3, p. 57-60, 1995.
- LIMA FILHO, O.F.; MALAVOLTA, E. Evaluation of extraction procedures on determination of critical soil and foliar levels of boron and zinc in coffee plants. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 29, n. 7/8, p. 825-833, 1998.
- LINDERMAN, W.C.; CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, p. 1072-1077, 1984.

- LINDSAY, W.L.; NORWELL, W.A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of America Journal**, v. 42, p. 421-428, 1978.
- LOGAN, T.J. Gaining public acceptance for beneficial use of biosolids. **Biocycle**, v. 36, n. 12, p. 61-64, 1995.
- LOGAN, T.J.; LINDSAY, B.J.; GOINS, L.E. et al. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p. 534-550, 1997.
- LOPEZ, A.; PETRUZZELLI, D. Interactions of toxic organics with subsoils components. **Ecological Sciences**. Series G, v. 32, p. 93-110, 1993.
- LUDVIGSEN, L.; ALBRECHTSEN, H.J.; RINGELBERG, D.B.; EKELUND, F.; CHRISTENSEN, T.H. Distribution and composition of microbial populations in a landfill leachate contaminated aquifer (Grindsted, Denmark). **Microbial Ecology**, v. 37, p. 197-207, 1999.
- LUN, X.Z.; CHRISTENSEN, T.H. Cadmium complexation by solid waste leachates. **Water Research**, v. 23, p. 81-84, 1989.
- LUND, L.J.; PAGE, A.L.; NELSON, C.O. Movement of heavy metals below sewage disposal ponds. **Journal of Environmental Quality**, v. 5, n. 3, p. 330-334, 1976.
- LUO, Y.M.; CHRISTIE, P. Alkaline sewage sludge solids affect the chemical speciation and bioavailability of Cu and Zn in the rhizosphere soil solution. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 43, p. 1041-1046, 1997.
- LUO, Y.M.; CHRISTIE, P. Bioavailability of copper and zinc in soils treated with alkaline stabilized sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 335-342, 1998.
- MA, L.Q.; RAO, G.N. Chemical Fractionation of cadmium, copper, nickel and zinc in contaminated soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p. 259-264, 1997.
- MA, L.Q.; TAN, F.; HARRIS, W.G. Concentrations and distributions of eleven metals in Florida soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p. 769-775, 1997.
- MACHADO, P.L.O.; PAVAN, M.A. Adsorção de zinco por alguns solos do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 253-256, 1987.
- MACLEAN, A.J. Cadmium in different plant species and its availability in soils as influenced by organic matter and additions of lime, P, Cd and Zn. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 56, n.3, p. 129-138, 1976.
- MACNAUGHTON, S.; STEPHEN, J.R.; CHANG, Y. et al. Characterization of metal-resistant soil eubacteria by polymerase chain reaction – denaturing gradient gel electrophoresis with isolation of resistant strains. **Canadian Journal Microbiology**, v. 45, p. 116-124, 1999.
- MAHLER, R.J.; BINGHAM, F.T.; PAGE, A.L. Cadmium-enriched sewage sludge application to acid and calcareous soils: effect on yield and cadmium uptake by lettuce and chard. **Journal of Environmental Quality**, v. 7, n. 2, p. 274-281, 1978.
- MAHLER, R.J.; BINGHAM, F.T.; PAGE, A.L. et al. Cadmium-enriched sewage sludge application to acid and calcareous soils: effect on soil and nutrition of lettuce, corn, tomato, and swiss chard. **Journal of Environmental Quality**, v. 11, n. 4, p. 694-700, 1982.
- MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental**: metais pesados, mitos, mistificação e fatos. São Paulo: Produquímica, 1994. 153 p.
- MANDAL, B.; HAZRA, G.C. Zinc adsorption in soils as influenced by different soil management practices. **Soil Science**, v. 162, n. 10, p. 713-721, 1997.

- MANN, S.S.; RITCHIE, G.S.P. The influence of pH on the forms of cadmium in four west australian soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 31, p. 255-270, 1993.
- MANN, S.S.; RITCHIE, G.S.P. Changes in the forms of cadmium with time in some western australian soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 32, p. 241-250, 1994.
- MARCHIORI, A.C.C. Coleta diferenciada de resíduos urbanos. A proposta da CATI para programas de reciclagem. In: ENCONTRO NACIONAL DE RECICLAGEM, AGRICULTURA E MEIO AMBIENTE, Campinas, 1995. **Anais**. Campinas: CATI, 1995. p. 81 -115.
- MARCHIORI, A.C.C.; CHITOLINA, J.C.; GROSSI, D.B.M. et al. Extração sequencial de metais pesados de compostos de lixo urbano de duas usinas de compostagem da grande São Paulo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 23., Caxambu, 1998. **FertiBio 98: anais**. Lavras: UFLA; SBOS;SBM, 1998. p.830.
- MARCHIORI Jr., M.; MELO, W.J. Carbono, carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 257-263, 1999.
- MARISCAL, A.; GARCIA, A.; CARNERO, M. et al. Evaluation of the toxicity of several heavy metals by a fluorescent bacterial bioassay. **Journal of Applied Toxicology**, v. 15, n. 2, p. 103-107, 1995.
- MARSCHNER, H. Ion uptake mechanisms of individual cells and roots: short-distance transport. In: MARSCHNER, H **Mineral nutrition of higher plants**. San Diego: Academic Press, 1995. cap. 2, p. 6-78.
- MARTIN, H.W.; KAPLAN, D.I. Temporal changes in cadmium, thallium, and vanadium mobility in soil and phytoavailability under field conditions. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 101, p. 399-410, 1998.
- MARTIN, M.H.; COUGHTREY, P.J. Impact of metals on ecosystem function and productivity. In: LEPP, N.W. **Effect of heavy metal pollution on plants**. London: Applied Science Publ., 1981. v.1, cap. 4, p. 119-158.
- MATOS, A.T.; FONTES, M.P.F.; JORDÃO, C.P. et al. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em latossolo vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 20, n. 3, p. 379-387, 1996.
- MATTHEWS, P.J.; Control of metal application rates from sewage utilization in agriculture. **CRC Critical Reviews in Environmental Control**, v. 14, n. 3, p.199-250, 1984.
- MATTIAZZO, M.E. Comportamento de cobre, cádmio, crômio, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH. Piracicaba, 1994. 197 p. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- MATTIGOD, S.V.; PAGE, A.L.; THORNTON, I. Identification of some trace metal minerals in mine waste contaminated soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, p. 254-258, 1986.
- MAZUR, N.; SANTOS, G.A.; VELLOSO, A.C.X. Efeito do composto de resíduo urbano na disponibilidade de fósforo em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 153-156, 1983a.
- MAZUR, N.; VELLOSO, A.C.X.; SANTOS, G. A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 157-159, 1983b.
- MAZUR, N. Níquel, chumbo, zinco e cobre em solos que receberam composto de resíduos sólidos urbanos. Viçosa. 1997. 129 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
- McBRIDE, M.B. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. **Advances in Soil Science**, v.10, p. 1-56, 1989.
- McBRIDE, M.B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective ? **Journal of Environmental Quality**, v. 24, n. 1, p. 5-18, 1995.

- McBRIDE, M.B.; BLASIAK, J.J. Zinc and copper solubility as a function of pH in na acid soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 43, p. 866-870, 1979.
- McBRIDE, M.B.; RICHARDS, B.K. Long-term leaching of trace elements in a heavily sludge-amended silty clay loam soil. **Soil Science**, v. 164, n. 9, p. 613-623, 1999.
- McBRIDE, M.B.; RICHARDS, B.K.; STEENHUIS, T. et al. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. **Soil Science**, v. 162, n. 7, p. 487-500, 1997
- McCARTY, G.W. Modes of action of nitrification inhibitors. **Biology and Fertility of Soils**. v. 29, p. 1-9, 1999.
- McGRATH, S.P. Metal concentrations in sludges and soil from a long term field trial. **Journal of Agricultural Science, Cambridge** v. 103, p. 25-35, 1984.
- McGRATH, S.P. Long-term studies of metal transfers following application of sewage sludge. In: COUGHTREY, P.J.; MARTIN, M.H.; UNSWORTH, M.H. **Pollutant transport and fate in ecosystems**. Oxford: Blackwell Scientific, 1987. p. 301-317. (British Ecological Society. Special Publication, 6)
- McGRATH, S.P. Chromium and nickel. In: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. cap. 7, p. 152-178.
- McGRATH, S.P.; CHAUDRI, A.M. Long-term effects of metal contamination on *Rhizobium*. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 31, p. 1205-1207, 1999.
- McGRATH, S.P.; CUNLIFFE, C.H. A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 36, p. 794-798, 1985.
- McGRATH, S.P.; LANE, P.W. An explanation for the apparent losses of metals in a long-term field experiment with sewage sludge. **Environmental Pollution**, v. 60, p. 235-256, 1989.
- McKENNA, I.M.; CHANEY, R.L.; Characterization of a cadmium-zinc complex in lettuce leaves. **Biological Trace Element Research**, v. 48, p. 13-29, 1995.
- McKENNA, I.M.; CHANEY, R.L.; WILLIAMS, F.M. The effects of cadmium and zinc interactions on the accumulation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach. **Environmental Pollution**, v. 79, p. 113-120, 1993.
- McKENNA, I.M.; CHANEY, R.L.; TAO, S. et al. Interactions of plant zinc and plant species on the bioavailability of plant cadmium to japanese quail fed lettuce and spinach. **Environmental Research**, v. 57, p. 73-87, 1992.
- McKENZIE, R.M. The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. **Australian Journal of Soil Research**, v. 18, p. 61-73, 1980.
- McLAREN, R.G.; CRAWFORD, D.V. Studies on soil copper. I. The fractionation of Cu in soil. **Journal of Soil Science**, v. 24, n. 2, p. 172-181, 1973 a.
- McLAREN, R.G.; CRAWFORD, D.V. Studies on soil copper. II. The specific adsorption of copper by soils. **Journal of Soil Science**, v. 24, n. 4, p. 443-452, 1973 b.
- McLAREN, R.G.; BACKES, C.A.; RATE, A.W. et al. Cadmium and cobalt desorption kinetics from soil clays: effect of sorption period. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, p. 332-337, 1998.
- McLAUGHLIN, M.J.; MAIER, N.A.; RAYMENT, G.E. et al. Cadmium in australian potato tubers and soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p. 1644-1649, 1997.

- McLAUGHLIN, M.J.; PALMER, L.T.; TILLER, K.G. et al. Increasing soil salinity causes elevated cadmium concentrations in field-grown potato tubers. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 1013-1018, 1994.
- MELLO, F.A.F.; BRASIL SOBRINHO, M.O.C.; ARZOLLA, S. et al. **Fertilidade do Solo**. São Paulo: Nobel, 1989. 400 p.
- MELLO Jr., R.F. Geoquímica da contaminação industrial do solo e do subsolo por metais pesados na região de Suzano-SP. São Paulo, 1998. 113 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- MENCH, M.J. Cadmium availability to plants in relation to major long-term changes in agronomy systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 67, p. 175-187, 1998.
- MENCH, M.; BAIZE, D.; MOCQUOT, B. Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne district, Burgundy, France. **Environmental Pollution**, v. 95, n. 1, p. 93-103, 1997.
- MENCK, M.; MARTIN, E. Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. **Plant and Soil**, v. 132, p. 187-196, 1991.
- MENEZES, D.B. Diagnóstico dos impactos do lixão de São Carlos no meio físico. São Carlos. 1994. 101 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MERCKX, R.; GINKEL, J.H. van; SINNAEVE, J. et al. Plant-induced changes in the rhizosphere of maize and wheat. II. Complexation of cobalt, zinc and manganese in the rhizosphere of maize and wheat. **Plant and Soil**, v. 96, p. 95-107, 1986.
- MILLER, T.L.; SWAGER, R.R.; WOOD, S.G. et al. Sampling compost sites for metals and pesticides. **Resource Recycling**, v. 11, n. 12, p. 80,82-87, Dec. 1992.
- MILLER, W.P.; MARTENS, D.C.; ZELAZNY, L.W. Effect of sequence in extration of trace metals from soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, p. 598-601, 1986 a.
- MILLER, W.P.; MARTENS, D.C.; ZELASNY, L.W. et al. Forms of solid phase copper in copper enriched swine manure. **Journal of Environmental Quality**, v. 15, p. 69-72, 1986 b.
- MINER, G.S.; GUTIERREZ, R.; KING, L.D. Soil factors affecting plant concentrations of cadmium, copper, and zinc on sludge-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p.989-994, 1997.
- MINNICH, M.M.; McBRIDE, M.B.; CHANEY, R.L. Copper activity in soil solution: II Relation to copper accumulation in young snapbeans. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, p. 573-578, 1987.
- MOOLENAAR, S.W.; BELTRAMI, P.; Heavy metals balances of an italian soil as affected by sewage sludge and bordeaux misture applications. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 828-835, 1998.
- MORENO, J.L.; HERNANDEZ, T.; GARCIA, C. Effects of a cadmium-contaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 28, p. 230-237, 1999.
- MORENO, J.L.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T. et al. Application of composted sewage sludges contaminated with heavy metals to an agricultural soil. Effect on lettuce growth. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 43, n. 3, p. 565-573, 1997.
- MORTVEDT, J.J. Cadmium levels in soils and plants from some long-term soil fertility experiments in the United States of America. **Journal of Environmental Quality**, v. 16, n. 2, p. 137-142, 1987.
- MULLA, D.J.; PAGE, A.L.; GANJE, T.J. Cadmium accumulation and bioavailability in soils from long-term phosphorus fertilization. **Journal of Environmental Quality**, v. 9, n. 3, p. 408-412, 1980.

- MURAOKA, T. Avaliação dos teores totais de zinco e manganês do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, p. 155-158, 1984.
- NAIDU, R.; KOOKANA, R.S.; SUMNER, M.E. et al. Cadmium sorption and transport in variable charge soils: a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p. 602-617, 1997.
- NAKAGAWA, J.; KAMITSUJI, M.K.; PIERI, J.C. et al. Efeitos do bagaço de cana, decomposto por ação de biofertilizantes, na cultura da alface (*Lactuca sativa* L.). **Científica**, v. 21, n. 1, p. 169-177, 1993.
- NEHRU, B.; KAUSHAL, S. Effect of lead on hepatic microsomal enzyme activity. **Journal of Applied Toxicology**, v. 12, n. 6, p. 401-405, 1992.
- NEILSEN, D.; HOYT, P.D.; MACKENZIE, A.F. Distribution of soil Zn fractions in British Columbia interior orchard soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 66, p. 445-454, 1986.
- NIELSEN, F.H. Chromium. In: SHILS, M.E.; OLSON, J.A.; SHIKE, M. **Modern nutrition in health and disease**. Baltimore: Williams & Wilkins, 1994. cap. 14, p. 264-268.
- NYAMANGARA, J. Use of sequential extraction to evaluate zinc and copper in a soil amended with sewage sludge and inorganic metal salts. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 69, p. 135-141, 1998.
- OBROUCHEVA, N.V.; BYSTROVA, E.I.; IVANOV, V.B. et al. Root growth responses to lead young maize seedlings. **Plant and Soil**, v. 200, p. 55-61, 1998.
- OLIVEIRA, P.C.C. Monitorização da concentração de metais pesados no composto cru obtido a partir de lixo doméstico produzido na usina de compostagem de Vila Leopoldina no município de São Paulo. São Paulo, 1995, 105 p. Dissertação (Mestrado). Instituto de Química, Universidade de São Paulo.
- OLIVEIRA, J.B.; JACOMINE, P.K.; CAMARGO, M.N. **Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento**. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 201 p.
- OLIVEIRA, M.R.G.; PORTAS, C.A.M. Aspectos fundamentais do sistema radicular e seu papel no desenvolvimento das culturas. In: FERREIRA, M.E.; CASTELLANE, P.D.; CRUZ, M.C.P. **Nutrição e adubação de hortaliças**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fósforo, 1993. p. 15-35.
- ØVREAS, L.; TORSVIK, V. Microbial diversity and community structure in two different agricultural soil communities. **Microbial Ecology**, v. 36, p. 303-315, 1998.
- PAGE, A.L.; BINGHAM, F.T.; CHANG, A.C. Cadmium. In: LEPP, N.W. **Effect of heavy metal pollution on plants**. London: Applied Science Publishers, 1981. v. 1: Effects of trace metals on plant function, cap. 3, p. 77-109.
- PARKPAIN, P.; SIRISUKHODOM, S.; CARBONELL-BARRACHINA, A.A. Heavy metals and nutrients chemistry in sewage sludge amended Thai soils. **Journal of Environment Science Health**, v. A33, n. 4, p. 573-597, 1998.
- PARR, J.F.; HORNICK, S.B. Utilization of municipal wastes. In: METTING Jr., F.B. **Soil Microbial Ecology - Applications in Agricultural and Environmental Management**. Washington: Marcel Dekker, Inc., 1993. Cap. 19. p. 545-594.
- PAVAN, M.A.; CHAVES, J.C.D.; ANDROCIOLO FILHO, A.; VIEIRA, M.J. Alteração da agregação do solo em função do manejo em lavouras cafeeiras. **Arquivo de Biologia e Tecnologia**. v. 38, n. 1, p. 205-215, 1995.
- PAVAN, M.A.; VIEIRA, M.J.; ANDROCIOLO FILHO, A. Influência do manejo das plantas daninhas em lavoura cafeeira na capacidade de troca de cátions e cátions trocáveis em solo com cargas variáveis. **Arquivo de Biologia e Tecnologia**. v. 38, n. 1, p. 305-311. 1995.

- PEDRO Jr., M.J.; MELLO, M.H.A.; ORTOLANI, A.A. et al. **Estimativa das temperaturas médias mensais, das máximas e das mínimas para o Estado de São Paulo**. Campinas: IAC. 1991. 11 p. (IAC. Boletim Técnico, 142)
- PEIXOTO, R.T.G. **Compostagem**: opção para o manejo orgânico do solo. Londrina: IAPAR, 1988. 160 p. (IAPAR. Circular, 57)
- PEIXOTO, R.T.G.; FRANCO, A.A.; ALMEIDA, D.L. Efeito do lixo urbano compostado com fosfato natural na nodulação e crescimento do feijoeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 22, n.11/12, p. 1117-1132, nov./dez. 1987.
- PEIXOTO, R.T.G.; ALMEIDA, D.L.; FRANCO, A.A. Adição de fosfatos à compostagem de lixo urbano e disponibilidade de fósforo residual em sorgo forrageiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 24, n. 5, p. 587-592, maio 1989a.
- PEIXOTO, R.T.G.; ALMEIDA, D.L.; FRANCO, A.A. Compostagem de lixo urbano enriquecido com fontes de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 24, n. 5, p. 599-606, maio 1989b.
- PEREIRA NETO, J.T. Um sistema de reciclagem e compostagem de lixo urbano de baixo custo, para países em desenvolvimento. **Informe Técnico. Conselho de Extensão da Universidade Federal de Viçosa**, v.16, n.74, p. 1-16, 1995.
- PEREIRA NETO, J.T.; STENTIFORD, E.I. Aspectos epidemiológicos na compostagem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 16., Goiânia, 1991. **Anais**. Goiânia: 1991.
- PETRUZZELLI, G.; LUBRANO, L.; GUIDI, G. Heavy metal extractability. **Biocycle**, v.26, p. 46-48, Nov./Dec. 1985.
- PEVERLY, J.H.; GATES, P.B. Utilization of municipal solid waste and sludge composts in crop production systems. In: CLAPP, C.E.; LARSON, W.E.; DOWDY, R. H.; **Sewage sludge: land utilization and the environment**. Madison: SSSA, 1994. cap. 26, p. 193-203.
- PHIPPS, D.A. Chemistry and biochemistry of trace metals in biological systems. In: LEPP, N.W. **Effect of heavy metal pollution on plants**. London: Applied Science Publ., 1981. v. 1: Effects of trace metals on plant function, cap. 1, p. 1-54.
- PIERZYNSKI, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. **Soils and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publ., 1994. 313 p.
- PINAMONTI, F.; ZORZI, G; GASPERI, F. et al. Growth and nutrient status of apple trees and grapevines in municipal solid waste amended soil. **Acta Horticulturae**, n. 383, p. 313-321, 1995.
- POLPRASERT, C. **Organic waste recycling**. Chichester: John Wiley & Sons, 1989, 357 p.
- POULIK, Z. Influence of nickel contaminated soils on lettuce and tomatoes. **Scientia Horticulturae**, v. 81, p. 243-250, 1999.
- PRESSINOTI, Q.S.H.C.; FERNANDES JR., V. Caracterização físico-química de composto orgânico proveniente de 13 usinas de compostagem do estado de São Paulo. (compact disc) In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 5.; CONGRESSO DE GEOQUÍMICA DE PAÍSES DE LINGUA PORTUGUESA, 3., Niterói, 1995. **Trabalhos**. Niterói: SBG, 1995.
- PRADO FILHO, J.F. **Efeito da incorporação do composto de lixo domiciliar urbano sobre algumas características químicas e microbiológicas do solo e sua influência nas perdas de solo água e nitrogênio por escoamento superficial**. Santa Cruz do Sul: Faculdades Integradas de Santa Cruz do Sul, 1986. p. 45-154.
- PRADO FILHO, L.G. do; CANTARELLI, P.R. Avaliação do conteúdo de chumbo, cádmio e mercúrio em extratos de tomate. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 4, n. 1, p.79-85, 1984.

- PRATA, F.; HIKISHIMA, M.; SANTOS FILHO, A. et al. Influência da matéria orgânica na capacidade de troca de cátions em solos do Estado do Paraná. **Agrárias**, v. 15, n. 2, p. 69-74, 1996.
- PRINCE, J. Separation strategies: effect on the quality of recyclables and compost. **Resource Recycling**, v.11, n.7, p. 70, 72-78, July 1992.
- PURVES, D.; MACKENZIE, E.J. Effects of applications of municipal compost on uptake of copper, zinc and boron by garden vegetables. **Plant and Soil**, v. 39, p. 361-371, 1973.
- PURVES, D.; MACKENZIE, E.J. Phytotoxicity due to boron in municipal compost. **Plant and Soil**, v. 40, p. 231-235, 1974.
- RAIJ, B. van. A capacidade de troca de cátions das frações orgânicas e mineral em solos. Piracicaba. 1967. 67p. Tese (Doutorado). - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- RAIJ, B. van.; QUAGGIO, J.A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas: IAC, 1983. 31 p. (IAC. Boletim Técnico, 81).
- RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. et al. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: IAC, 1996. 285 p.
- RAVEN, K.P.; LOEPPERT, R.H. Trace elements composition of fertilizers and soil amendments. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p. 551-557, 1997.
- RAVEN, K.P.; REYNOLDS, J.W.; LOEPPERT, R.H. Trace element analyses of fertilizers and soil amendments by axial-view inductively-coupled plasma atomic emission spectrophotometry. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 28, n. 3/5, p. 237-257, 1997.
- REAVES, G.A.; BERROW, M.L. Total copper contents of Scottish soils. **The Journal of Soil Science**, v. 35, n. 4, p. 583-592, 1984.
- REIMANN, D.O. Heavy metals in domestic refuse and their distribution in incinerator residues. **Waste Management & Research**, v. 7, p. 57-62, 1989.
- REISENAUER, H.M. Determination of plant-available soil manganese. In: GRAHAM, R.D.; HANNAM, R.J.; UREN, N.C. **Manganese in soils and plants**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1988. cap. 6, p.87-100.
- RICCI, M.S.F.; CASALI, V.W.D.; CARDOSO, A.A. et al. Teores de nutrientes em duas cultivares de alface adubadas com composto orgânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 30, n. 8, p. 1035-1039, ago. 1995.
- RIVERO, C. Efecto de la incorporación de residuos orgánicos sobre algunas propiedades de un alfisol degradado en el estado Yaracuy, Venezuela (compact disc). In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE SUELO, 13., Águas de Lindóia, 1996. **Solo-suelo 96: trabalhos**. Piracicaba: SBCS; SLCS, 1996.
- ROANE, T.M. Lead resistance in two bacterial isolates from heavy metal-contaminated soils. **Microbial Ecology**. v. 37, p. 218-224, 1999.
- ROBARDS, K.; WORSFOLD, P. Cadmium: toxicology and analysis. **Analyst**, v. 116, p. 549-568, 1991.
- RÖMKENS, P.F.A.M.; SALOMONS, W. Cd, Cu and Zn solubility in arable and forest soils: consequences of land use changes for metal mobility and risk assessment. **Soil Science**, v. 163, n. 11, p. 859-871, 1998.
- RÖMKENS, P.F.A.M.; HOENDERBOOM, G.; DOLFING, J. Copper solution geochemistry in arable soils: field observations and model application. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, p. 776-783, 1999.

- ROOSEMALEN, G.R.E.M. van; LUSTENHOUWER, J.W.A.; OOSTHOEK, J. et al. Heavy metal sources and contamination mechanisms in compost production. **Resources & Conservation**, v. 14, p. 321-334, 1987.
- ROSS, S.M. **Toxic metals in soil-plant systems**. Bristol: John Wiley, 1994a. cap. 1, p. 3-25: Sources and forms of potentially toxic metals in soil plant systems.
- ROSS, S.M. **Toxic metals in soil-plant systems**. Bristol: John Wiley, 1994b. cap. 5, p. 189-244: Toxic metals: fate and distribution in contaminated ecosystems.
- ROSS, S.M.; KAYE, K.J. The meaning of metal toxicity in soil plant systems. In: ROSS, S.M. **Toxic metals in soil-plant systems**. 1.ed. Bristol: John Wiley & Sons Ltd, 1994. Cap. 2. p. 27-61.
- ROSSEAUX, P.D.; NAVARRO, A.; VERMANDE, P. Heavy metal distribution in household waste. **Biocycle**, v. 30, p. 81-84, Sept. 1989.
- ROSSEAUX, P.D.; CASTILHOS Jr., A.B.; VERMANDE, P. et al. Determination of trommel meshes for optimal separation of compost fraction of municipal solid waste from Florianópolis, Sc, Brazil. **Resources, Conservation & Recycling**, v. ????, p. 217-229, 1992.
- ROSTON, J.J.; KIMOTO, T. Efeito da adição de sulfato de cobre na produção de alface em solo turfoso. **Horticultura Brasileira**, v. 5, n. 1, p. 88, 1987.
- ROVERS, H.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Níquel total e solúvel em DTPA em solos do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 217-220, 1983.
- SADOVNIKOVA, L.K.; ZYRIN, N. G. Indices of soil pollution by heavy metals and non metals used for soil monitoring. **Soviet Soil Science**, v. 17, n. 6, p. 58-63, 1986.
- SALOMONS, W. Adoption of common schemes for single as sequential extractions of trace metal in soil and in sediments. **Inter. J. Environ. Anal. Chem.** v. 51, p. 3-4, 1993.
- SANTOS, C.E.R.S.; STAMFORD, N.P.; SANTOS, D.R. Efeito do composto do lixo urbano suplementado com fósforo e da inoculação com *Bradyrhizobium* em caupi. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 16, p. 25-30, 1992.
- SANTOS, I.C. Conteúdo de metais pesados, potássio e sódio e produção de cultivares de alface adubados com composto orgânico de lixo urbano. Viçosa, 1995. 89 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
- SANTOS FILHO, A. Capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos do Estado do Paraná. **Revista do Setor de Ciências Agrárias**, v. 5, p. 69-74, 1985.
- SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. **Análises químicas em plantas**. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Química, 1974. 56 p.
- SAUBERBECK, D. The environmental significance of the cadmium content in phosphorus fertilizer. **Plant Research and Development**, v. 19, p. 24-34, 1984.
- SAUBERBECK, D. Plant element and soil properties governing uptake and availability of heavy metals derived from sewage sludge. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 57/58, p. 227-237, 1991.
- SAUBERBECK, D.; HEIN, A. The nickel uptake from different soils and its prediction by chemical extractions. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 57/58, p. 861-871, 1991.
- SCHALSCHA, E.B.; ESCUDERO, P.; SALGADO, P. et al. Chemical forms and sorption of copper and zinc in soils of Central Chile. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.30, n.3/4, p. 497-507, 1999.

- SCHALSCHA, E.B.; MORALES, M.; AHUMADA, I.; SHIRADO, T.; PRATT, P.F.; Fractionation of Zn, Cr, Kr, and Ni in waste water solids and soil. **Agrochimica**, v. 24, p. 361-368, 1980.
- SCHALSHA, E.B.; MORALES, M.; VERGARA, I. et al. Chemical fractionation of heavy metals in waste water affected soils. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 54, p. 175-180, 1982.
- SCHEINBERG, A.; SMOLER, D. European food waste collection and composting programs. **Resource Recycling**, v. 9, n.12, p. 76-81, Dec. 1990.
- SCHULZ, R.; RÖMHELD, V. Recycling of municipal and industrial organic wastes in agriculture: benefits, limitations, and means of improvement. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 43, p. 1051-1056, 1997.
- SERNA, M.D.; POMARES, F. Indexes of assessing N availability in sewage sludges. **Plant and Soil**, v. 139, p. 15-21, 1992.
- SEYBOLD, C.A.; HERRICK, J.E.; BREJDA, J.J. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. **Soil Science**, v. 164, n. 4, p. 225-234, 1999.
- SHEAFFER, C.C.; DECKER, A.M.; CHANEY, R.L. et al. Soil temperature and sewage sludge effects on metals in crop tissues and soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 8, n. 4, p. 455-459, 1979.
- SHUMAN, L.M. Zn adsorption isotherms for soil clays with and without iron oxides removed. **Soil Science Society of America Journal**, v. 40, p. 349-352, 1976.
- SHUMAN, L.M. Adsorption of Zn by Fe and Al hydrous oxides as influenced by aging and pH. **Soil Science Society of America Journal**, v. 41, p. 703-706, 1977.
- SHUMAN, L.M. Zinc, manganese, and copper in soil fractions. **Soil Science**, v. 127, n. 1, p.10-17, 1979.
- SHUMAN, L.M. Effect of liming on the distribution of manganese, copper, iron, and zinc among soil fractions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, p. 1236-1240, 1986.
- SHUMAN, L.M. Effect of phosphorus level on extractable micronutrients and their distribution among soil fractions. **Soil Science Society of America Journal**, v.52, p.136-141, 1988.
- SHUMAN, L.M. Effect of organic waste amendments on cadmium and lead in soil fractions of two soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 29, n. 19/20, p. 2939-2952, 1998.
- SHUMAN, L.M. Effect of organic waste amendments on zinc adsorption by two soils. **Soil Science**, v. 164, n. 3, p. 197-205, 1999a.
- SHUMAN, L.M. Organic waste amendments effect on zinc fractions of two soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, p.1442-1447, 1999b.
- SHUMAN, L.M. HARGROVE, W.L. Effect of tillage on the distribution of manganese, copper, iron and zinc in soil fractions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, p. 1117-1121, 1985.
- SHUMAN, L.M.; WANG, J. Effect of rice variety on zinc, cadmium, iron, and manganese content in rhizosphere and non-rhizosphere soil fractions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 28, n. 1/2, p. 23-26, 1997.
- SIGOLO, J.B.; ASSUNÇÃO, J.C.B. Concentração e dispersão de metais pesados associados a rejeitos urbanos da ETE-Barueri-SP. (compact disc) In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 5.; CONGRESSO DE GEOQUÍMICA DE PAÍSES DE LINGUA PORTUGUESA, 3., Niterói, 1995. **Trabalhos**. Niterói: SBG, 1995.
- SIGOLO, J.B.; MELLO JR. R.F. Comportamento geoquímico de metais pesados no meio não saturado. Um exemplo. (compact disc) In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 5.; CONGRESSO DE GEOQUÍMICA DE PAÍSES DE LINGUA PORTUGUESA, 3., Niterói, 1995. **Trabalhos**. Niterói: SBG, 1995.

- SIMEK, M.; HOPKINS, D.W.; KALCIK, J. et al. Biological and chemical properties of arable soils affected by long-term organic and inorganic fertilizer applications. **Biology and Fertility of Soils**, v. 29, p. 300-308, 1999.
- SIMS, J.T. Soil pH effects on the distribution and plant availability of manganese, copper, and zinc. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, p. 367-373, 1986.
- SIMS, J.T.; KLINE, J.S. Chemical fractionation and uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, v.20, p. 387-395, 1991.
- SIMS, J.L.; PATRICK Jr, W.H. The distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 42, p. 258-262, 1978.
- SINHA, M.K. Effect of straw application on yield and phosphorus nutrition of crops. **Plant and Soil**, v. 43, n. 3, p. 537-545, 1975.
- SOON, Y.K.; BATES, T.E. Chemicals pools of Cd, Ni, and Zn in polluted soils and some preliminary indications of theirs availability to plants. **Journal of Soil Science**, v. 33, p. 477-488, 1982.
- SIQUEIRA, J.O.; FRANCO, A.A. **Biotechnologia do solo: fundamentos e perspectivas**. Brasília: MEC; ABEAS; Lavras: ESAL, FAEPE, 1988. 235 p.
- SMITH, K.A.; PATERSON, J.E. Manganese and cobalt. In: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. cap. 10, p. 224-244.
- SPIERS, T.M.; FRANCIS, G.S.; CANT, G. The contribution of organic wastes to nitrate leaching losses from vegetable soils in New Zealand. In: INTERNATIONAL CONFERENCE, CONTAMINANTS & THE SOIL ENVIRONMENT AUSTRALASIA-PACIFIC, Adelaide, 1996. p. 103-104.
- SPOSITO, G.; LUND, L.J.; CHANG, A.C. Trace metal chemistry in arid-zone field soil amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in Solid Phases. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, p. 260-264, 1982.
- STERRETT, S.B.; CHANEY, R.L.; GIFFORD, C.H. et al. Influence of fertilizer and sewage sludge compost on yield and heavy metals accumulation by lettuce grown in urban soils. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 18, p. 135-142, 1996.
- STRATTON, M.L.; BARKER, A.V.; RECHCIGL, J.E. Compost. In: RECHCIGL, J.E. **Soils amendments and environmental quality**, Boca Raton: Lewis Publ., 1995. cap. 7, p.249-310.
- STEVENSON, F.J. **Humus chemistry**. New York: John Wiley, 1982. 443 p.
- STREET, J.J.; SABEY, B.R.; LINDSAY, W.L. Influence of pH, phosphorus, cadmium, sewage sludge, and incubation time on the solubility and plant uptake of cadmium. **Journal of Environmental Quality**, v. 7, n. 2, p. 286-290, 1978.
- STUPAR, J.; VRTOVEC, M.; KOCIJANCIC, A. et al. Chromium status of tannery workers in relation to metabolic disorders. **Journal of Applied Toxicology**, v. 19, p. 437-446, 1999.
- TACK, F.M.G.; SINGH, S.P.; VERLOO, M.G. Leaching behaviour of Cd, Cu, Pb and Zn in surface soils derived from dredged sediments. **Environmental Pollution**, v. 106, p. 107-114, 1999.
- TAN, K.H. **Principles of soil chemistry**. New York: Marcel Dekker, 1993. 362 p.
- TAVARES, T.M.; CARVALHO, F.M. Avaliação da exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do Recôncavo Baiano. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 147-153, 1992.
- TAYLOR, P. Heavy metals criteria for compost. **Resource Recycling**, v. 10, n. 9, p. 68, 70, 72, 74, 76, 78, 80, 1991.

- TAYLOR, P. The first year with wet/dry composting: a report from the field. **Resource Recycling**, v. 12, n. 1, p. 34,36-43, Jan. 1993.
- TEMMINGHOFF, E.J.M.; DER ZEE, S.E.A.T.M. van; HAAN, F.A.M. Copper mobility in a copper-contaminated sandy soil as affected by pH and solid and dissolved organic matter. **Environmental Science and Technology**, v. 31, p.1109-1115, 1997.
- TESSIER, A. CAMPBELL, P.G.C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. **Analytical Chemistry**, v. 51, n. 7, p. 844-851, 1979.
- THOMPSON, K.C.; WAGSTAFF, K. Simplified method for the determination of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc in sewage sludge using atomic absorption spectrometry. **Analyst**, v. 105, p. 883-896, 1980.
- THOMSON, C.J.; MARSCHNER, H.; RÖMHELD, V. Effect of nitrogen fertilizer form on pH of the bulk soil and rhizosphere, and on the growth, phosphorus, and micronutrient uptake of bean. **Journal of Plant Nutrition**, v. 16, n. 3, p. 493-506, 1993.
- THORNTON, I. Geochemical aspects of the distribution and forms of heavy metals in soils. In: LEPP, N.W. **Effect of heavy metal pollution on plants**. London: Applied Science Publ., 1981. v. 2: Metals in the environment, cap. 1, p. 1-33.
- TILLER, K.G. Heavy metals in soils and their environmental significance. **Advances in Soil Science**, v. 9, p. 113-142, 1989.
- TRANI, P.E. **Emprego de superfosfato simples com esterco**. Campinas: CATI, 1981. 5 p. (CATI. Instrução Prática).
- TYLER, G.; PAHLSSON, M.B.; BAATH, B.E. et al. Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. A review. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 47, p. 189-215, 1989.
- UEHARA, G; GILLMAN, G. **The mineralogy, chemistry, and physics of tropical soils with variable charge clays**. Boulder: Westview Press, 1981. 170 p.
- URE, A.; QUEVAUVILLER, P.H.; MUNTAU, H.; GRIEPINK, B. Speciation of heavy metals in soils and sediments, na account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. **Internacional Journal of Environment Analytical Chemitry** v. 51, p. 135-151, 1993.
- URE, A.M. Methods of analysis for heavy metals in soils. In: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. cap. 4. p. 58-102.
- UREN, N. C. Form, reactions, and availability of nickel in soils. **Advances in Agronomy**, v. 48, p. 141-203, 1992.
- VALADARES, J.M.A.S. Cobre em solos do Estado de São Paulo. I - Cobre total. **Bragantia**, v. 34, n. 4, p. 125-132, 1975.
- VALADARES, J.M.A.S.; CATANI, R.A. Zinco em solos do Estado de São Paulo. I - Zinco total. **Bragantia**. v. 34, n. 4, p. 133-139, 1975.
- VALDARES, J.M.A.S.; GAL, M.; MINGELGRIN, U. et al. Some heavy metals in soils treated with sewage sludge, their effects on yield, and their uptake by plants. **Journal of Environmental Quality**, v. 12, n. 1, p. 49-57, 1983.
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987.

- VERDADE, F.C. Influência da matéria orgânica na capacidade de troca de cátions do solo. **Bragantia**, v. 15, p. 35-42, 1956.
- VIDOR, C.; CAMARGO, F.A.O.; KROB, A.J.D. et al. Avaliação da população microbiana de solos submetidos a aplicação contínua de lixo urbano. (compact disc) In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro. 1997. **Trabalhos**. Rio de Janeiro: SBCS, 1997.
- VYSKOCIL, A.; VIAU, C. Assessment of molybdenum toxicity in humans. **Journal of Applied Toxicology**, v. 19, p. 185-192, 1999.
- WARDEN, B.T. REISENAUER, H.M. Fractionation of soil manganese forms important to plant availability. **Soils Science Society of America**, 55, p. 345-349, 1991.
- WARMAN, P.R.; MUIZELAAR, T.; TERMEER, W.C. Bioavailability of As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se and Zn from biosolids amended compost. **Compost Science & Utilization**, v. 3., n. 4, p. 40-50, 1995.
- WATSON, T. Food waste composting institutions get a taste. **Resource Recycling**, v.9, n. 11, p. 45-47, Nov. 1990.
- WEBBER, J. Trace metals in agriculture. In: LEPP, N.W. **Effect of heavy metal pollution on plants**. London: Applied Science, 1981. v. 2: Metals in the environment, cap. 5, p. 159-184.
- WENZEL, W.W.; JOCKWER, F. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the austrian alps. **Environmental Pollution**, v. 104, p. 145-155, 1999.
- WERNER, W. WARNUSZ, J. Ecological evaluation of long-term application of sewage sludges according to the legislative permissions. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 43, p. 1047-1049, 1997.
- WIERZBICKA, M. Comparison of lead tolerance in *Allium cepa* with other plant species. **Environmental Pollution**, v. 104, p. 41-52, 1999.
- WILKE, B.M. Effect of single and successive additions of cadmium, nickel and zinc on carbon dioxide evolution and dehydrogenase activity in a sandy luvisol. **Biology and Fertility of Soils**, v. 11, p. 34-37, 1991.
- WILKENS, B.J.; BRUMMEL, N.; LOCH, J.P.G. Influence of pH and zinc concentration on cadmium sorption in acid, sandy soils. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 101, p. 349-362, 1998.
- WILLIAMS, C.H.; DAVID, D.J. The effect of superphosphate on the cadmium content of soil and plants. **Australian Journal of Soil Research**, v. 11, p. 43-56, 1973.
- WILLIAMS, T.O.; EPSTEIN, E. Are there markets for compost ? **Waste Age**, v. 22, n. 4, p. 94-95, 98, 100, Apr. 1991.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Trace element in human nutrition and health**. Geneva: IAEA, 1996. 343 p.
- WU, J.; LAIRD, D.A.; THOMPSON, M.L. Sorption and desorption of copper on soil clay components. **Journal of Environmental Quality**, v.28, n.1, p.334-338, 1999.
- XIAN, X. Effect of chemical forms of cadmium, zinc and lead in polluted soil on their uptake by cabbage plants. **Plant and Soil**, v. 113, p. 257-264, 1989.
- XIAN, X.; SHOKOHIFARD, G. Effect of pH on chemical forms and plant availability of cadmium, zinc, and lead in polluted soils. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 45, p. 265-273, 1989.
- XUE, Q.; HARRISON, H.C. Effect of soil zinc, pH, and cultivar on cadmium uptake in life lettuce (*Lactuca sativa* L. var. crispata). **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 22, p. 975-991, 1991.

- YEATES, G.W. Impact of pasture contamination by copper, chromium, and arsenic timber preservative on soil biological activity. **Biology and Fertility of Soils**, v. 18, p. 200-208, 1994.
- ZHANG, M.; ALVA, A.K.; LI, Y.C.; CALVERT, D.V. Chemical association of Cu, Zn, Mn, and Pb in selected sandy citrus soils. **Soils Science**, v. 162, n. 3, p. 181-188, 1997.
- ZHU, B; ALVA, A.K. Comparison of single and sequential soil extractions for predicting copper phytotoxicity. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 24, p. 475-486, 1993.
-

APÊNDICE

.....

Tabela A1. Biomassa microbiana da camada superficial (0-30 cm) do solo glei húmico determinada por fumigação-extração

amostras	ug C g ⁻¹ solo	amostras	ug C g ⁻¹ solo
área não cultivada propriedade 1	36,40	área cultivada propriedade 1	39,43
	33,22		39,39
	36,22		38,40
	38,03		38,87
média	35,97	média	39,02
desvio padrão	2,00	desvio padrão	0,49
propriedade 2	41,93	propriedade 3	40,64
	41,23		41,82
	37,14		39,90
	39,35		40,27
média	39,91	média	40,66
desvio padrão	2,14	desvio padrão	0,83

Tabela A2. Número mais provável de microrganismos nas amostras da camada superficial (0-30 cm) do solo glei húmico da segunda etapa, para 5 repetições.

amostras / datas de coleta	14/Set	01/Out	14/Set	01/Out
não cultivado	50000	7000	5 000	50000
	7500	5000	13 000	35000
	5000	8000	30000	25000
	8000	11000	25000	80000
média	17625	7750	27500	47500
desvio padrão	21623	2500	3536	23979
propriedade 1	4500	5000	600000	600000
	8000	2500	350000	600000
	8000	4500	350000	600000
	3500	35000	130000	350000
média	6000	11750	357500	537500
desvio padrão	2345	15538	192072	125000
propriedade 2	45000	5000	70000	350000
	8000	3500	130000	80000
	50000	14000	140000	900000
	50000	17000	130000	250000
média	38250	9875	117500	395000
desvio padrão	20304	6638	32016	354636
propriedade 3	1300	3500	35000	70000
	11000	3500	170000	600000
	4500	1700	50000	300000
	8000	1100	170000	35000
média	6200	2450	106250	251250
desvio padrão	4210	1237	73866	260524

Tabela A3. Densidade Aparente da camada superficial (0-30 cm) do solo glei húmico (amostras coletadas na 2ª etapa) .

amostras	g cm ⁻³	amostras	g cm ⁻³
área não cultivada propriedade 1	0,57	propriedade 2	0,73
	1,00		0,63
	0,61		0,73
	0,73		0,62
média	0,73	média	0,68
desvio padrão	0,19	desvio padrão	0,06
propriedade 1	0,73	propriedade 3	0,54
	0,71		0,59
	0,77		0,65
	0,65		0,60
média	0,72	média	0,60
desvio padrão	0,05	desvio padrão	0,05

Tabela A4: Condutividade elétrica da camada superficial (0-30 cm) do solo glei húmico (1ª e 2ª etapa) e do solo podzólico vermelho-amarelo.

amostras	mmhos cm ⁻¹	amostras	mmhos cm ⁻¹	amostras	mmhos cm ⁻¹
solo glei não cultivado propriedade de 1 (1ª)	0,19	solo glei não cultivado propriedade 1 (2ª)	0,19	solo podzólico não cultivado	0,12
	0,19		0,19		0,16
	0,19		0,19		0,16
	0,19		0,19		0,26
	0,19	média	0,19		0,20
	0,22	desvio padrão	0,00		0,19
média	0,18	solo glei propriedade 1 (2ª)	0,74	média	0,18
desvio padrão	0,01		0,60	desvio padrão	0,05
solo glei coletado no plantio da alface (1ª)	0,68		0,57	solo podzólico coletado no plantio da alface	0,62
	1,28		0,51		0,61
	0,74	média	0,60		0,65
	0,74	desvio padrão	0,10		0,65
	0,83	solo glei propriedade 2 (2ª)	1,41		0,60
	0,78		1,43		0,59
média	0,67		1,37	média	0,62
desvio padrão	0,22		1,15	desvio padrão	0,02
solo glei coletado na colheita da alface (1ª)	0,96	média	1,34	solo podzólico coletado na colheita da alface	1,18
	0,67	desvio padrão	0,13		1,16
	1,09	solo glei propriedade 3 (2ª)	0,17		0,77
	0,97		0,72		0,79
	0,98		0,64		0,93
	0,54		0,53		0,94
média	0,79	média	0,57	média	0,96
desvio padrão	0,21	desvio padrão	0,24	desvio padrão	0,18
					0,56
					0,53
					0,50
					0,50
					0,47
					0,48
					média
					0,51
					desvio padrão
					0,04

Tabela A5. Análise química para fins de fertilidade da camada cultivável (0 - 30 cm) do solo glei húmico das amostras coletadas na 1ª etapa.

amostras	pH	CaCl ₂	M.O. dm ⁻³	mg dm ⁻³				mmol _c dm ⁻³					%		
				P	S-SO ₄	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	T	V	m	%
solo glei não cultivado	4,3		109	26	19	3,2	20	5	18	150	28,2	178,2	16	39	
	4,1		105	18	26	1,9	15	4	22	185	20,9	205,9	10	51	
	4,2		108	17	23	1,7	13	3	22	185	17,7	202,7	9	55	
	4,1		107	19	26	1,4	12	3	23	185	16,4	201,4	8	58	
	4,1		101	19	24	1,7	14	3	22	185	18,7	203,7	9	54	
	4,1		105	22	24	1,8	13	4	21	185	18,8	203,8	9	53	
média	4,2		106	20	24	2,0	15	4	21	179	20,1	199,3	10	52	
desvio padrão	0,1		2,9	3,3	2,6	0,6	2,9	0,8	1,8	14,3	4,2	10,4	2,9	8,6	
glei coletado no plantio da alfaca	6,2		96	420	61	11,9	280	39	0	28	330,9	358,9	92	0	
	6,4		90	739	54	18	270	33	0	31	321	352	91	0	
	6,4		101	483	75	13,4	275	35	0	28	323,4	351,4	92	0	
	6,6		98	424	61	12,3	265	32	0	28	309,3	337,3	92	0	
	6,4		96	448	74	13,2	265	33	0	31	311,2	342,2	91	0	
	6,5		107	420	74	13,9	320	35	0	31	368,9	399,9	92	0	
média	6,4		98	489	67	13,8	278	35	0	30	327,5	357,0	92	0	
desvio padrão	0,1		5,7	124,9	9,0	2,2	20,8	2,5	0,0	1,8	21,8	22,4	0,5	0,0	
glei coletado na colheita da alfaca	6,4		88	676	50	17,7	275	26	0	25	318,7	343,7	93	0	
	6,7		88	746	69	11,9	330	50	0	25	391,9	416,9	94	0	
	6,5		80	718	46	15,7	315	39	0	25	369,7	394,7	94	0	
	6,5		86	606	48	16,8	270	38	0	28	324,8	352,8	92	0	
	6,5		81	564	56	15,3	295	33	0	25	343,3	368,3	93	0	
	6,5		83	1260	55	15,5	330	36	0	25	381,5	406,5	94	0	
média	6,5		84	762	54	15,5	303	37	0	26	355,0	380,5	93	0	
desvio padrão	0,1		3,5	253,4	8,3	2,0	26,8	7,9	0,0	1,2	30,5	29,9	0,8	0,0	

Tabela A6. Análise química para fins de fertilidade da camada cultivável (0 - 30 cm) do solo glei húmico - 2ª etapa.

amostra	pH	CaCl ₂	M.O.	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³			mmol _c .dm ⁻³					T	V	m
					P	S-SO ₄	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB			
propr. 1	6,3		75		389	70	14	260	27	0	25	301,0	326,0	92	0
	6,1		78		511	58	11,9	250	25	0	25	286,9	311,9	92	0
	6,7		78		476	61	12,2	240	25	0	22	277,2	299,2	93	0
	6,3		79		480	63	12,4	310	27	0	25	349,4	374,4	93	0
média	6,4		78		467	63	12,6	265	26	0	24	303,6	327,9	93	0
desvio padrão	0,3		1,7		53,6	5,1	0,9	31,1	1,2	0,0	1,5	32,0	32,9	0,6	0,0
propr. 2	6,1		103		648	78	15,0	290	35	0	52	340,0	392,0	87	0
	6,2		114		417	79	18,0	305	35	0	42	358,0	400,0	90	0
	6,2		113		486	78	13,9	285	34	0	52	332,9	384,9	86	0
	5,9		117		322	78	14,5	300	37	0	58	351,5	409,5	86	0
média	6,1		112		468	78	15,4	295	35	0	51	345,6	398,6	87	0
desvio padrão	0,1		6,1		137,4	0,5	1,8	9,1	1,3	0,0	6,6	11,3	10,6	1,9	0,0
propr. 3	5,8		138		193	62	8,5	220	36	0	88	264,5	352,5	75	0
	5,6		144		189	64	9,0	180	38	0	80	227,0	307,0	74	0
	5,6		143		225	52	7,2	200	33	0	98	240,2	338,2	71	0
	5,5		143		190	60	6,8	165	33	0	98	204,8	302,8	68	0
média	5,6		142		199	60	7,9	191	35	0	91	234,1	325,1	72	0,0
desvio padrão	0,1		2,7		17,3	5,3	1,0	23,9	2,4	0,0	8,7	25,0	24,1	3,2	0,0

Tabela A7. Análise química para fins de fertilidade da camada cultivável (0 - 30 cm) do solo podzólico vermelho-amarelo

amostras	pH	CaCl ₂	M.O. dm ⁻³	g	mg dm ⁻³					mmol _c dm ⁻³					%		
					P	S-SO ₄	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	T	V	m		
podzólico solo não cultivado	4,0	4,0	44	3	73	0,6	1	1	1	9	109	2,6	111,6	2	78		
	4,0	4,0	45	2	73	0,8	1	1	1	8	109	2,8	11,8	3	74		
	4,1	4,1	46	2	72	0,7	1	2	2	9	98	3,7	101,7	4	71		
	4,0	4,0	42	2	72	0,9	1	1	1	8	98	2,9	100,9	3	73		
	4,1	4,1	45	2	72	0,5	1	1	1	9	98	2,5	100,5	2	78		
	4,0	4,0	43	3	74	0,5	1	1	1	8	88	2,5	90,5	3	76		
média	4,0	4,0	44	2	73	0,7	1	1	1	9	100	2,8	86,2	3	75		
desvio padrão	0,1	0,1	1,5	0,5	0,8	0,2	0,0	0,4	0,5	8,0	0,5	37,0	0,8	2,8			
podzólico coletado no plantio da alfaca	6,8	6,8	62	574	71	9,4	240	37	0	13	286,4	299,4	96	0	0		
	7,2	7,2	56	539	66	9,7	260	38	0	13	307,7	320,7	96	0	0		
	6,7	6,7	50	588	70	9,9	265	42	0	13	316,9	329,9	96	0	0		
	7,2	7,2	60	578	70	9,6	250	41	0	13	300,6	313,6	96	0	0		
	6,9	6,9	57	585	62	9,2	245	41	0	15	295,2	310,2	95	0	0		
	7,1	7,1	62	627	64	9,1	260	37	0	13	306,1	319,1	96	0	0		
média	7,0	7,0	58	582	67	9,5	253	39	0	13	302,2	315,5	96	0	0		
desvio padrão	0,2	0,2	4,6	28,3	3,7	0,3	9,8	2,3	0,0	0,8	10,6	10,4	0,4	0,4	0,0		
podzólico coletado na colheita da alfaca	6,8	6,8	61	697	79	12,0	270	41	0	15	323,0	338,0	96	0	0		
	6,8	6,8	53	690	77	11,6	280	36	0	18	327,6	345,6	95	0	0		
	6,8	6,8	57	655	75	9,6	260	40	0	16	309,6	325,6	95	0	0		
	6,8	6,8	60	823	75	9,9	265	34	0	16	308,9	324,9	95	0	0		
	6,4	6,4	36	690	74	10,4	245	31	0	20	286,4	306,4	93	0	0		
	6,8	6,8	58	697	77	11,0	215	33	0	18	259,0	277,0	94	0	0		
média	6,7	6,7	54	709	76	10,8	256	36	0	17	302,4	319,6	95	0	0		
desvio padrão	0,2	0,2	9,3	58,2	1,8	1,0	23,1	4,0	0,0	1,8	25,7	24,8	1,0	0,0	0,0		
podzólico coletado na colheita da beterraba	7,0	7,0	51	455	71	7,3	265	34	0	15	306,3	321,3	95	0	0		
	6,7	6,7	49	725	68	7,4	265	36	0	16	308,4	324,4	95	0	0		
	6,9	6,9	52	630	60	6,7	285	30	0	15	321,7	336,7	96	0	0		
	6,8	6,8	50	560	63	5,8	255	33	0	16	293,8	309,8	95	0	0		
	6,7	6,7	51	637	55	7,4	260	34	0	13	301,4	314,4	96	0	0		
	6,9	6,9	51	630	61	7,2	235	36	0	15	278,2	293,2	95	0	0		
média	6,8	6,8	51	606	63	7,0	261	34	0	15	301,6	316,6	95	0	0		
desvio padrão	0,1	0,1	1,0	90,8	5,8	0,6	16,3	2,2	0,0	1,1	14,7	14,7	0,5	0,0	0,0		

Tabela A8. Teores observados em extratos da digestão nítrica-perclórica das amostras do glei húmico através do plasma para o Mo e em espectrofotômetro de absorção atômica para os demais elementos (1ª etapa)

elementos	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras	mg kg ⁻¹								
solo não cultivado	3,8	24	11	8800	42	14	13	-	38
	3,5	8	20	6400	50	18	10	58	35
	3,7	9	22	6640	51	16	10	60	36
	3,5	10	20	6760	51	15	10	25	36
	3,5	8	18	6610	50	17	12	34	35
	3,6	6	17	6510	60	16	9	49	36
média	3,6	11	18	6953	51	16	11	45	36
desvio padrão	0,1	6,0	3,5	833	5,2	1,4	1,4	14	1,0
coletada no plantio da alface	6,0	32	76	12790	121	30	12	57	176
	4,7	30	69	12170	113	28	9	52	161
	6,3	36	94	14150	120	33	12	66	182
	6,4	37	87	13570	130	33	12	80	224
	6,6	37	90	15630	132	35	12	82	199
	6,2	42	84	14500	127	33	11	77	182
média	6,0	36	83	13802	124	32	11	69	187
desvio padrão	0,7	4,2	9,3	1240	7,1	2,4	1,2	13	22
coletada na colheita da alface	5,2	32	71	12360	150	27	15	31	149
	4,6	26	62	10560	125	23	11	35	132
	5,1	24	62	12560	139	24	13	92	138
	5,2	33	68	11170	145	25	13	90	150
	4,7	33	72	10580	143	23	17	99	146
	4,7	30	61	10540	135	24	12	51	142
média	4,9	30	66	11295	140	24	14	66	143
desvio padrão	0,3	3,8	4,9	935	8,8	1,4	2,2	31	6,9

Tabela A9. Teores observados em extratos da digestão nítrica-perclórica das amostras do solo glei, em espectrofotômetro de absorção atômica (AAS) (2ª etapa)

elementos	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras	mg kg ⁻¹								
<i>propriedade 1</i>	2,0	17	70	10678	130	-	10	110	132
	2,0	19	77	10195	122	-	11	130	139
	2,0	17	80	10223	125	-	11	120	141
	2,0	19	82	11273	233	-	10	120	154
média	2,0	18	77	10592	153	-	11	120	142
desvio padrão	0,0	1,2	5,3	504,8	53,8		0,6	8,2	9,2
<i>propriedade 2</i>	2,0	19	22	4690	62	-	8	70	78
	1,0	19	23	4590	65	-	10	70	78
	1,0	20	26	4660	77	-	15	80	78
	2,0	21	27	4420	69	-	15	70	74
média	1,5	20	25	4590	68	-	12	73	77
desvio padrão	0,6	1	2	121	7		4	5	2
<i>propriedade 3</i>	2,0	11	17	3760	40	-	8	70	54
	2,0	11	16	3690	41	-	8	80	69
	1,0	9	14	3490	40	-	7	70	50
	1,0	8	12	3390	32	-	8	70	39
média	1,5	10	15	3583	38	-	8	73	53
desvio padrão	0,6	1,5	2,2	171,9	4,2		0,5	5,0	12,4

Tabela A10. Teores observados em extratos de digestão nítrica-perclórica das amostras do solo podzólico vermelho-amarelo através do plasma para o Mo e do espectrofotômetro de absorção atômica para os demais elementos.

elementos	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras	mg kg ⁻¹								
solo não cultivado	23,9	57	22	67220	38	149	10	27	37
	20,7	27	27	60750	38	138	11	48	25
	25,2	29	32	61080	39	143	11	15	24
	20,7	27	29	60860	41	152	9	0	24
	22,6	29	30	62000	40	140	6	32	26
	23,1	27	32	61170	40	148	10	0	25
média	22,7	33	29	62180	39	145	10	31	27
desvio padrão	1,8	12	3,8	2508	1,2	5,5	1,9	19	5,0
coletada no plantio da alface	24,0	47	77	68970	117	142	18	65	181
	20,8	67	77	69000	121	132	12	63	175
	20,2	63	74	59290	101	126	11	75	165
	20,5	61	71	58870	100	126	13	32	162
	21,2	63	69	56580	101	130	14	30	161
	20,8	63	71	69210	112	129	15	39	214
média	21,3	61	73	63653	109	131	14	51	176
desvio padrão	1,4	7,0	3,4	5995	9,2	6,0	2,5	19	20
coletada na colheita da alface	20,8	64	80	77050	107	126	15	48	183
	19,7	61	80	55110	101	125	13	63	173
	21,4	60	79	58630	105	132	14	65	176
	19,7	61	81	59360	100	119	14	73	159
	21,5	67	80	57380	106	132	15	47	164
	19,9	63	77	54970	100	124	17	48	172
média	20,6	63	80	60417	103	126	15	57	171
desvio padrão	0,8	2,6	1,4	8343	3,2	4,9	1,4	11	8,6
coletada na colheita da beterraba	18,4	58	63	51840	91	115	10	0	142
	18,0	71	61	48930	91	109	24	0	141
	17,0	57	60	48400	89	106	12	0	145
	18,1	55	59	51940	87	111	11	0	136
	16,1	50	59	44650	77	100	10	0	132
	17,6	55	60	52950	86	113	12	0	136
média	17,5	58	60	49785	87	109	13	0	139
desvio padrão	0,9	7,1	1,5	3095	5,2	5,2	5,4	0	4,8

Tabela A11. Análise Química de micronutrientes para fins de fertilidade, da camada cultivável (0 - 30 cm) do solo glei húmico (1ª etapa).

amostras	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	mg dm ⁻³				
glei não cultivado	7,54	0,6	106,0	2,8	1,7
	5,10	0,2	99,6	3,2	0,8
	5,55	0,2	97,0	3,0	0,9
	5,58	0,2	100,0	2,8	0,8
	5,45	0,3	100,8	3,6	1,0
	5,15	0,3	102,2	3,0	0,8
média	5,73	0,3	100,9	3,1	1,0
desvio padrão	0,9	0,2	3,0	0,3	0,4
glei coletado no plantio da alface	4,64	1,9	150,0	12,2	36,2
	5,77	23,6	137,0	17,8	49,0
	6,72	21,0	171,0	16,0	46,6
	4,84	19,2	150,0	13,8	38,6
	5,22	18,0	147,0	13,6	39,0
	5,27	20,0	163,0	14,8	42,0
média	5,41	17,3	153,0	14,7	41,9
desvio padrão	0,8	7,8	12,1	2,0	5,0
glei coletado na colheita da alface	6,02	23,4	141,0	18,0	48,4
	4,95	20,6	173,0	13,4	41,0
	6,66	24,8	143,0	16,0	44,6
	6,40	24,4	145,0	15,8	44,4
	9,70	25,4	132,0	16,6	42,0
	10,02	26,4	148,0	18,0	46,0
média	7,29	24,2	147,0	16,3	44,4
desvio padrão	2,08	2,01	13,84	1,71	2,68

Tabela A12. Análise Química de micronutrientes para fins de fertilidade, da camada cultivável (0 - 30 cm) do solo glei húmico (2ª etapa).

amostras	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	mg dm ⁻³				
glei propr. 1	1,49	16,8	97,4	7,6	30,0
	1,22	19,2	101,4	6,8	34,2
	1,44	21,0	114,0	7,2	32,8
	1,55	20,6	113,0	8,0	34,6
média	1,43	19,4	106,5	7,4	32,9
desvio padrão	0,14	1,90	8,31	0,52	2,08
glei propr. 2 (2ª etapa)	7,42	1,9	29,6	4,4	14,1
	7,48	1,4	27,4	3,6	12,4
	6,40	1,4	28,4	4,0	11,8
	6,34	1,3	30,0	4,2	11,0
média	6,91	1,5	28,9	4,1	12,3
desvio padrão	0,62	0,27	1,18	0,34	1,31
glei propr. 3	1,45	0,9	25,2	2,2	7,7
	1,31	0,8	23,6	2,4	8,4
	0,93	0,8	27,2	2,0	7,3
	1,13	0,7	25,0	1,8	7,1
média	1,21	0,8	25,3	2,1	7,6
desvio padrão	0,23	0,08	1,48	0,26	0,57

Tabela A13. Análise Química de micronutrientes para fins de fertilidade, da camada cultivável (0 - 30 cm) do solo podzólico vermelho-amarelo.

amostras	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	mg dm ⁻³				
podzólico não cultivado	0,76	1,1	57,6	1,8	1,3
	0,87	1,2	56,2	1,9	1,2
	0,83	1,2	57,4	1,8	1,3
	0,87	1,1	59	1,9	1,2
	0,86	1,2	59,2	1,9	1,3
	0,86	1,2	57,2	1,7	1,2
média	0,84	1,2	57,8	1,8	1,3
desvio padrão	0,04	0,05	1,14	0,08	0,05
podzólico coletado no plantio da alface	7,16	19,3	68,6	29	47,8
	7,86	18,9	66	29,2	46,4
	5,9	18,8	66,6	29,6	45
	7,1	17,9	62,4	30	43,6
	7,61	17,9	67	31,2	45,8
	7,23	18,4	61	29,6	42,6
média	7,14	18,5	65,3	29,8	45,2
desvio padrão	0,68	0,57	2,93	0,78	1,89
podzólico coletado na colheita da alface	7,54	17,6	74,2	33,8	46,8
	8,37	17,8	73,4	33,8	47,4
	8,12	18,2	82,6	36,8	47,2
	8,18	18	83,6	36,2	47,6
	8,43	18,4	90,4	36,2	49,8
	8,81	17,4	79,6	33	47,2
média	8,24	17,9	80,6	35,0	47,7
desvio padrão	0,42	0,37	6,37	1,61	1,08
podzólico coletado na colheita da beterraba	11,41	16,2	70,4	28,4	44,0
	8,75	14,4	52,8	23,0	37,6
	8,56	13,6	53,6	23,0	33,4
	7,67	15,0	60,8	25,8	37,0
	7,35	16,2	66,0	26,0	38,8
	7,48	17,0	66,8	25,8	40,0
média	8,54	15,4	61,7	25,3	38,5
desvio padrão	1,52	1,28	7,29	2,06	3,51

Tabela A14. Teores de elementos químicos nas amostras do solo glei húmico após extração com Mg Cl_2 em fracionamento seqüencial (MgCl_2 , acetato de sódio, hidroxilamina, nítrico/ H_2O_2 , nítrico-perclórico).

MgCl_2 amostra	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	mg kg^{-1}							
não cultivado	0,00	0,00	0,00	0,0	125	0,00	0,00	1,75
	0,00	0,25	0,00	5,3	169	0,00	0,00	0,75
	0,00	0,00	0,00	9,0	195	0,00	0,00	1,75
	0,00	0,00	0,00	0,00	132	0,00	0,00	1,00
	0,00	0,00	0,00	3,25	202	0,25	0,00	1,25
média	0,00	0,05	0,00	3,50	164	0,05	0,00	1,30
desvio padrão	0,00	0,11	0,00	3,80	35,3	0,11	0,00	0,45
coletado no plantio da alface	0,20	0,00	0,00	0,00	159	0,00	0,00	0,00
	0,20	0,25	0,25	0,00	175	0,00	0,00	0,00
	0,20	0,50	0,25	0,00	172	0,00	0,00	0,00
	0,20	0,00	0,25	0,00	175	0,00	0,00	0,00
	0,20	0,50	0,25	0,00	172	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,50	0,50	0,00	171	0,00	0,00	0,00
média	0,17	0,29	0,25	0,00	171	0,00	0,00	0,00
desvio padrão	0,08	0,25	0,16	0,00	5,98	0,00	0,00	0,00
coletado na colheita da alface	0,00	0,25	0,00	0,00	166	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,25	0,00	0,00	141	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,25	0,00	167	0,00	0,00	0,00
	0,20	0,25	0,50	0,00	163	0,00	0,00	0,00
	0,20	0,00	0,25	0,00	174	0,00	0,00	0,00
	0,20	0,50	0,00	0,00	158	0,00	0,00	0,00
média	0,10	0,21	0,17	0,00	161	0,00	0,00	0,00
desvio padrão	0,11	0,19	0,20	0,00	11,37	0,00	0,00	0,00

Tabela A15. Teores de elementos químicos nas amostras do solo glei húmico após extração com acetato de sódio em fracionamento seqüencial (MgCl_2 , acetato de sódio, hidroxilamina, nítrico/ H_2O_2 , nítrico-perclórico).

acetato Na amostra	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	mg kg ⁻¹							
não cultivado	0,00	0,25	0,00	42	8,75	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,25	0,00	46	8,50	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,25	0,00	45	9,50	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,25	0,00	42	7,50	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,25	0,00	45	10,25	0,00	0,00	0,00
média	0,00	0,25	0,00	44,10	8,90	0,00	0,00	0,00
desvio padrão	0,00	0,00	0,00	1,84	1,04	0,00	0,00	0,00
coletado no plantio da alface	0,00	0,00	3,00	0,00	64,0	0,00	0,00	36,0
	0,00	0,00	3,25	0,00	66,0	0,00	0,00	60,0
	0,00	0,00	3,25	0,00	58,0	0,00	0,00	37,0
	0,00	0,00	3,00	0,00	56,5	0,00	0,00	35,5
	0,00	0,00	3,25	0,00	58,0	0,00	0,00	35,8
	0,00	0,00	3,50	0,00	61,0	0,00	0,00	38,8
média	0,00	0,00	3,21	0,00	60,6	0,00	0,00	40,5
desvio padrão	0,00	0,00	0,19	0,00	3,77	0,00	0,00	9,63
coletado na colheita da alface	0,00	0,00	2,50	0,00	69,5	0,00	0,00	23,5
	0,00	0,00	2,50	1,00	72,5	0,00	0,00	25,5
	0,00	0,00	2,50	0,75	69,3	0,00	0,00	24,5
	0,00	0,00	3,75	0,75	68,8	0,00	0,00	25,3
	0,00	0,00	2,00	0,25	62,5	0,00	0,00	27,3
	0,00	0,00	2,25	1,75	62,5	0,00	0,00	26,8
média	0,00	0,00	2,58	0,75	67,5	0,00	0,00	25,5
desvio padrão	0,00	0,00	0,61	0,61	4,09	0,00	0,00	1,39

Tabela A16. Teor de elementos químicos nas amostras do solo glei húmico após extração com hidroxilamina em fracionamento seqüencial (MgCl_2 , acetato de sódio, hidroxilamina, nítrico/ H_2O_2 , nítrico-perclórico).

hidroxilamina amostra	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	mg kg ⁻¹							
não cultivado	0,20	2,00	0,00	1325	13,8	0,75	4,75	4,50
	0,00	2,25	0,00	1170	13,0	2,50	4,50	3,50
	0,20	2,75	0,00	1213	12,5	2,50	3,50	4,00
	0,20	2,25	0,00	1175	12,0	2,50	4,25	4,75
	0,20	2,50	0,00	1233	12,3	2,50	3,50	4,25
média	0,16	2,35	0,00	1223	12,7	2,15	4,10	4,20
desvio padrão	0,00	0,22	1,14	167,80	11,57	0,10	1,19	11,71
coletado no plantio da alface	0,20	4,50	7,25	2368	139	2,50	14,3	104
	0,20	4,50	7,75	2415	135	2,50	12,8	125
	0,20	4,75	8,00	2640	129	2,50	16,0	113
	0,20	4,25	8,50	2670	141	2,75	15,0	102
	0,20	4,25	8,00	2288	110	2,50	14,3	90
	0,20	4,75	10,50	2650	122	2,50	15,8	105
média	0,20	4,50	8,33	2505	129	2,54	14,7	106
desvio padrão	0,00	0,22	1,14	167,80	11,57	0,10	1,19	11,71
coletado na colheita da alface	0,45	4,00	6,25	2490	183	2,50	13,8	91,8
	0,20	4,75	6,00	2620	196	2,50	18,5	101,0
	0,20	4,00	5,50	2335	192	2,50	18,0	97,0
	0,20	4,00	9,00	2450	183	2,50	18,0	92,3
	0,20	4,00	4,75	2225	196	2,50	16,8	97,5
	0,20	4,00	4,50	1903	168	2,50	14,8	83,0
média	0,24	4,13	6,00	2337	186	2,50	16,6	93,8
desvio padrão	0,10	0,31	1,62	252,03	10,82	0,00	1,95	6,31

Tabela A17. Teores de elementos químicos nas amostras do solo glei húmico após extração com ácido nítrico/H₂O₂ em fracionamento sequencial (MgCl₂, acetato de sódio, hidroxilamina, nítrico/H₂O₂, nítrico-perclórico)

nítrico/H ₂ O ₂	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
amostra	mg kg ⁻¹							
não cultivado	0,00	3,50	3,00	213	4,25	3,75	3,75	0,25
	0,00	3,75	1,50	188	2,25	2,00	3,00	1,00
	0,00	4,00	2,00	168	1,75	2,50	3,25	0,00
	0,00	3,75	2,00	160	2,00	1,50	2,50	0,25
	0,00	4,00	1,75	155	1,50	1,00	1,75	1,00
média	0,0	3,80	2,05	176,7	2,35	2,15	2,85	0,50
desvio padrão	0,0	0,2	0,6	24,0	1,1	1,1	0,8	0,5
coletado no plantio da alface	0,00	7,75	62,8	195	9,75	0,50	5,75	22,3
	0,00	6,50	57,8	182	5,25	2,00	5,25	20,0
	0,00	6,50	70,0	187	4,75	0,75	6,50	20,8
	0,00	6,00	60,3	148	4,25	0,75	5,75	14,5
	0,00	7,00	61,5	157	5,25	1,25	5,50	17,3
média	0,00	6,75	62,6	170,8	5,67	0,96	5,75	18,6
desvio padrão	0,00	0,59	4,13	19,62	2,04	0,58	0,42	2,87
coletado na colheita da alface	0,00	5,75	53,8	171	6,75	4,25	4,25	14,0
	0,00	5,75	54,8	186	5,75	6,25	6,25	14,0
	0,00	5,50	56,0	211	8,50	2,25	7,50	20,8
	0,00	6,00	143	193	7,25	2,75	6,25	18,5
	0,00	5,75	54,5	219	7,25	1,00	6,50	18,3
média	0,00	5,79	71,0	208,7	7,58	3,33	6,21	18,5
desvio padrão	0,00	0,19	35,58	35,64	1,48	1,81	1,07	4,43

Tabela A18. Teores de elementos químicos nas amostras do solo glei húmico após extração com ácido nítrico-perclórico em fracionamento seqüencial (MgCl_2 , acetato de sódio, hidroxilamina, nítrico/ H_2O_2 , nítrico-perclórico).

nítr-percl. amostra	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	mg kg ⁻¹							
não cultivado	0,70	11,5	5,5	4685	16,3	1,25	18,8	21,5
	1,20	12,5	10,0	4680	17,0	10,0	20,8	20,8
	1,20	8,75	8,00	4173	15,3	8,25	19,0	21,3
média	1,20	10,3	5,3	3990	15,0	17,0	17,0	18,8
	1,08	10,8	7,19	4382	15,9	9,13	18,88	20,56
desvio padrão	0,25	1,62	2,25	355	0,92	6,47	1,53	1,25
coletado no plantio da alface	1,20	17,3	21,0	9148	17,0	14,0	38,5	36,8
	0,70	12,3	16,0	9135	17,3	9,5	41,0	47,5
	0,70	11,5	16,5	9475	16,8	12,5	41,3	41,8
	0,70	10,0	13,5	8068	16,5	10,8	37,3	37,0
	0,95	12,0	13,8	7870	14,5	8,8	32,0	28,5
	0,95	10,0	14,8	8395	15,5	5,3	32,5	32,8
	0,87	12,2	15,9	8682	16,3	10,1	37,1	37,4
desvio padrão	0,20	2,67	2,76	659	1,05	3,07	4,04	6,67
coletado na colheita da alface	0,95	18,5	13,5	7665	14,0	12,8	31,8	26,5
	0,95	13,0	12,8	6938	13,3	7,50	32,8	27,3
	0,95	15,8	15,0	7728	14,8	11,0	41,5	44,8
	1,20	16,3	18,3	6800	13,8	11,3	73,5	31,5
	1,20	22,5	14,3	6790	17,8	7,00	35,0	29,5
	0,95	16,5	13,5	7275	15,8	10,3	40,0	29,3
	1,03	17,1	14,5	7199	14,9	9,96	42,4	31,5
desvio padrão	0,13	3,19	1,97	424	1,66	2,26	15,72	6,75

Tabela A19. Teores de elementos químicos nas amostras do podzólico vermelho-amarelo após a extração com MgCl_2 em fracionamento sequencial (MgCl_2 , acetato de sódio, hidroxilamina, nítrico/ H_2O_2 , nítrico-perclórico)

MgCl ₂ amostra	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
mg kg ⁻¹								
não cultivado	0,00	0,25	0,00	0,00	197	0,00	0,00	6,25
	0,00	0,00	0,00	0,00	200	0,00	0,00	5,25
	0,00	0,50	0,00	0,00	193	0,00	0,00	1,00
	0,00	0,00	0,00	0,00	192	0,00	0,00	1,00
	0,00	0,00	0,00	0,00	188	0,00	0,00	0,50
média	0,00	0,15	0,00	0,00	194	0,00	0,00	2,80
desvio padrão	0,00	0,22	0,00	0,00	4,53	0,00	0,00	2,72
coletado no plantio da alface	0,00	0,25	0,50	0,00	158	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,25	0,25	0,00	167	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,25	0,25	0,00	166	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,25	0,00	166	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,25	0,25	0,00	165	0,00	0,00	0,00
	0,25	0,25	0,25	0,00	144	0,00	0,00	0,00
média	0,04	0,21	0,29	0,00	161	0,00	0,00	0,00
desvio padrão	0,10	0,10	0,10	0,00	8,80	0,00	0,00	0,00
coletado na colheita da alface	0,00	0,00	0,50	0,00	160	0,00	0,00	0,00
	0,25	0,00	0,50	0,00	157	0,00	0,00	0,00
	0,50	0,50	0,75	0,00	157	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,50	0,50	0,00	158	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,50	0,00	159	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,50	0,00	162	0,00	0,00	0,00
média	0,13	0,17	0,54	0,00	159	0,00	0,00	0,00
desvio padrão	0,21	0,26	0,10	0,00	1,97	0,00	0,00	0,00
coletado na colheita da beterraba	0,00	0,00	0,25	0,00	191	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,25	0,00	170	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,25	0,00	150	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,50	0,50	0,00	166	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,50	0,50	0,00	168	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,25	0,00	166	0,00	0,00	0,00
média	0,00	0,17	0,33	0,00	168	0,00	0,00	0,00
desvio padrão	0,00	0,26	0,13	0,00	13,24	0,00	0,00	0,00

Tabela A20. Teores de elementos químicos nas amostras do solo podzólico vermelho-amarelo após a extração com acetato de sódio em fracionamento sequencial (MgCl₂, acetato de sódio, hidroxilamina, nítrico/H₂O₂, nítrico-perclórico)

acetato Na amostras	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	mg kg ⁻¹							
não cultivado	0,00	0,00	0,00	0,00	5,50	0,00	0,00	0,50
	0,00	0,00	0,00	0,00	5,25	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,00	0,00	5,25	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,00	0,00	5,50	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00
média	0,00	0,00	0,00	0,00	5,10	0,00	0,00	0,10
desvio padrão	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,20
coletado no plantio da alface	0,00	0,00	3,00	0,00	73,3	0,00	0,00	33,3
	0,00	0,00	2,75	0,00	75,3	0,00	0,00	28,0
	0,00	0,00	2,75	0,00	75,5	0,00	0,00	28,0
	0,00	0,00	2,50	0,00	77,0	0,00	0,00	25,3
	0,00	0,00	3,25	0,00	75,8	0,00	0,00	26,0
	0,00	0,00	2,25	0,00	69,5	0,00	0,00	25,3
	0,00	0,00	2,75	0,00	74,4	0,00	0,00	27,6
média	0,00	0,00	2,75	0,00	74,4	0,00	0,00	27,6
desvio padrão	0,00	0,00	0,35	0,00	2,68	0,00	0,00	3,03
coletado na colheita da alface	0,00	0,00	2,50	0,00	78,0	0,00	0,00	28,8
	0,00	0,00	2,75	0,00	83,0	0,00	0,00	30,5
	0,00	0,00	3,00	0,00	88,0	0,00	0,00	28,8
	0,00	0,00	2,75	0,00	85,0	0,00	0,00	28,3
	0,00	0,00	2,75	0,00	80,8	0,00	0,00	27,3
	0,00	0,00	2,75	0,00	79,3	0,00	0,00	27,3
	0,00	0,00	2,75	0,00	82,3	0,00	0,00	28,5
média	0,00	0,00	2,75	0,00	82,3	0,00	0,00	28,5
desvio padrão	0,00	0,00	0,16	0,00	3,75	0,00	0,00	1,21
coletado na colheita da beterraba	0,00	0,00	2,75	0,00	72,5	0,00	0,00	26,5
	0,00	0,00	2,25	0,00	75,5	0,00	0,00	22,3
	0,00	0,00	2,25	0,00	78,5	0,00	0,00	21,3
	0,00	0,00	2,25	0,00	77,3	0,00	0,00	21,5
	0,00	0,00	2,25	0,00	80,0	0,00	0,00	21,8
	0,00	0,00	2,50	0,00	71,0	0,00	0,00	21,5
	0,00	0,00	2,38	0,00	75,8	0,00	0,00	22,5
média	0,00	0,00	2,38	0,00	75,8	0,00	0,00	22,5
desvio padrão	0,00	0,00	0,21	0,00	3,49	0,00	0,00	2,01

Tabela A21. Teores de elementos químicos nas amostras do podzólico vermelho-amarelo após a extração com hidroxilamina em fracionamento sequencial (MgCl₂, acetato de sódio, hidroxilamina, nítrico/H₂O₂, nítrico-perclórico)

hidroxilamina amostra	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	mg kg ⁻¹							
não cultivado	0,25	4,75	1,00	2613	8,75	2,50	2,00	6,25
	0,25	5,00	0,75	2775	9,00	2,50	2,75	6,00
	0,25	5,00	0,50	2595	9,50	2,75	0,00	4,75
	0,00	5,25	0,75	2788	7,50	3,00	4,00	5,25
	0,00	5,50	0,75	2675	8,00	2,50	2,75	5,25
média	0,15	5,10	0,75	2689	8,55	2,65	2,30	5,50
desvio padrão	0,14	0,29	0,18	89,42	0,80	0,22	1,47	0,61
coletado no plantio da alface	0,25	10,3	8,00	2975	66,3	2,75	13,5	114
	0,25	8,8	7,25	2663	73,5	2,75	11,5	106
	0,00	9,3	7,50	2850	64,0	2,50	16,8	101
	0,00	8,3	8,50	2908	65,5	2,50	15,5	98,5
	0,25	8,5	8,50	2870	68,8	2,50	10,5	98,5
média	0,25	8,3	7,25	2705	67,5	3,00	9,75	103
desvio padrão	0,17	8,88	7,83	2828	67,6	2,67	12,9	103
coletado na colheita da alface	0,13	0,77	0,58	121	3,33	0,20	2,81	5,71
	0,25	10,8	8,75	2788	76,0	2,50	15,8	103,25
	0,25	7,00	6,75	2668	66,8	2,50	12,8	111,00
	0,25	8,00	8,00	2528	68,0	2,50	13,3	98,25
	0,25	7,25	8,00	2580	64,3	2,25	12,8	96,00
coletado na colheita da beterraba	0,25	9,50	8,50	2990	70,8	2,00	10,3	109,25
	0,25	9,25	8,00	2855	68,8	2,50	14,5	100,00
	0,25	8,38	8,25	2759	68,8	2,13	14,5	105,71
	0,00	1,46	0,69	175	4,02	0,21	1,86	6,06
	0,25	8,8	9,25	2805	103	2,50	11,0	102
média	0,25	7,0	7,25	2620	66,8	2,75	13,3	91,0
	0,25	6,8	6,25	2290	61,0	2,75	10,8	81,5
	0,25	8,5	8,75	2865	66,8	2,75	13,5	91,0
	0,25	9,0	8,25	2865	68,8	2,75	14,3	98,3
	0,25	9,5	10,00	2910	60,5	2,75	11,0	91,5
desvio padrão	0,25	8,25	8,29	2726	71,0	2,71	12,3	92,5
	0,00	1,12	1,36	237	15,8	0,10	1,54	7,00

Tabela A22. Teores de elementos químicos nas amostras do solo podzólico vermelho-amarelo após a extração com ácido nítrico/H₂O₂ em fracionamento sequencial (MgCl₂, acetato de sódio, hidroxilamina, nítrico/H₂O₂, nítrico-perclórico)

nítrico/H ₂ O ₂ amostra	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	mg kg ⁻¹							
nítrico/H ₂ O ₂	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
não cultivado	0,00	6,5	2,25	43,0	1,25	0,0	0,0	0,00
	0,00	5,8	1,50	25,0	0,50	0,0	0,3	0,00
	0,00	6,3	1,50	28,0	0,75	0,0	0,3	0,00
	0,00	5,5	1,75	27,5	0,75	0,0	0,3	0,00
	0,00	6,0	1,75	25,0	1,00	0,0	0,0	0,00
média	0,00	6,00	1,75	29,7	0,85	0,00	0,15	0,00
desvio padrão	0,00	0,40	0,31	7,56	0,29	0,00	0,14	0,00
coletado no plantio da alface	0,00	7,5	29,0	12,0	2,25	7,00	2,00	10,3
	0,00	7,3	33,3	29,3	2,75	1,25	1,75	12,3
	0,25	8,3	32,8	14,5	2,00	0,25	2,75	12,3
	0,00	7,3	32,3	24,8	2,75	0,75	3,50	15,0
	0,00	7,0	31,8	22,0	2,25	4,75	3,75	11,5
	0,00	7,8	33,5	27,8	2,75	2,75	5,25	14,0
média	0,04	7,50	32,1	21,7	2,46	2,79	3,17	12,5
desvio padrão	0,10	0,45	1,64	7,06	0,33	2,63	1,29	1,71
coletado na colheita da alface	0,00	10,8	35,3	35,8	2,50	2,25	1,75	12,5
	0,00	7,25	38,8	49,8	2,75	2,25	0,00	15,8
	0,00	8,00	38,0	36,5	3,00	1,50	2,75	16,3
	0,00	6,50	31,0	36,8	2,50	13,3	0,00	11,0
	0,00	7,25	32,3	32,0	2,50	3,25	0,00	11,0
	0,00	7,25	30,8	18,3	2,50	6,50	0,00	11,3
média	0,00	7,83	34,3	34,8	2,63	4,83	0,75	13,0
desvio padrão	0,00	1,51	3,52	10,13	0,21	4,49	1,20	2,43
coletado na colheita da beterraba	0,00	7,00	31,0	8,75	8,00	2,50	3,00	13,3
	0,00	7,00	30,0	13,0	2,75	0,00	2,25	11,0
	0,00	7,00	25,8	11,5	3,50	0,50	3,50	13,5
	0,25	6,25	26,0	7,50	3,00	0,75	3,75	10,8
	0,00	6,50	26,3	9,25	2,50	4,25	4,00	11,8
	0,00	6,25	25,3	0,00	2,25	0,00	3,00	9,00
média	0,04	6,67	27,4	8,33	3,67	1,33	3,25	11,5
desvio padrão	0,10	0,38	2,46	4,54	2,17	1,70	0,63	1,68

Tabela A23. Teor de elementos químicos nas amostras do podzólico vermelho-amarelo após a extração nítrica-perclórica em fracionamento sequencial (MgCl_2 , acetato de sódio, hidroxilamina, nítrico/ H_2O_2 , nítrico-perclórico)

nítr-percl. amostra	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	mg kg^{-1}							
	2,00	31,5	10,8	48545	16,8	8,75	0,00	15,8
não	1,75	28,8	6,50	46275	16,0	7,50	0,00	13,8
cultivado	1,75	31,5	10,50	48645	16,3	8,75	0,00	14,5
	1,75	31,5	10,50	46005	16,5	9,50	0,00	16,3
	1,75	31,3	11,00	50615	17,3	9,00	0,00	15,3
média	1,80	30,9	9,85	48017	16,6	8,70	0,00	15,1
desvio padrão	0,11	1,21	1,88	1904	0,48	0,74	0,00	0,99
	1,50	28,5	18,5	43015	18,5	9,00	18,3	26,5
coletado no	1,50	25,0	17,8	40505	18,0	8,00	20,0	26,0
plantio da	1,25	28,3	19,8	44735	19,0	9,25	27,5	31,3
alface	1,25	30,0	19,3	45325	18,0	12,5	23,3	28,8
	1,75	27,5	20,5	46295	18,0	7,25	20,8	27,8
	1,25	28,8	19,8	46215	18,3	7,50	21,0	31,0
média	1,42	28,0	19,3	44348	18,3	8,92	21,8	28,5
desvio padrão	0,20	1,68	0,99	2233	0,40	1,93	3,23	2,22
	1,25	35,5	18,8	38965	18,8	13,3	21,0	51,5
coletado na	1,25	36,0	20,8	44005	19,5	13,3	25,3	36,5
colheita da	0,75	32,0	19,8	44475	19,8	16,3	22,3	33,3
alface	1,50	27,0	17,3	39755	17,8	11,3	18,5	23,8
	1,50	36,8	20,3	44805	23,0	15,8	20,5	33,3
	1,50	36,5	20,5	45345	21,5	15,5	20,3	32,0
média	1,29	34,0	19,5	42892	20,0	14,2	21,3	35,0
desvio padrão	0,31	4,04	1,39	2805	1,98	2,05	2,49	10,06
	1,50	25,0	15,3	39375	21,3	8,75	18,8	32,3
coletado na	1,25	28,8	15,5	38255	17,5	11,0	17,0	24,3
colheita da	1,50	31,5	18,8	43905	16,8	15,0	18,5	26,8
beterraba	1,50	33,8	18,8	43365	20,3	19,8	19,0	29,5
	1,50	31,5	21,3	42065	19,3	7,50	17,5	27,5
	1,50	31,0	17,8	41155	19,3	8,25	18,5	29,0
média	1,46	30,3	17,9	41353	19,0	11,7	18,2	28,2
desvio padrão	0,10	3,02	2,26	2219	1,68	4,78	0,78	2,72

Tabela A24. Teores observados em extratos da digestão nítrica-perclórica das amostras de folhas da alface (*Lactuca sativa* L.) coletadas em solos glei húmico e podzólico vermelho-amarelo, através de leituras em plasma induzido em argônio (ICP-AES) (1ª etapa).

elementos	B	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras	mg kg ⁻¹									
coletadas em	-	0,04	16	16	306	90	1,58	3	3,08	70
março/98 no solo glei	-	1,93	17	17	290	90	3,24	2	21,14	71
(cv hortênsia)	-	0,32	16	21	345	80	4,49	2	0,00	76
	-	0,00	17	19	353	81	4,40	3	4,67	74
	-	0,30	13	19	313	76	5,97	2	0,00	75
	-	0,09	20	19	306	77	1,81	3	0,00	79
média	-	0,45	17	19	319	82	3,58	3	4,82	74
desvio padrão	34	0,74	2,3	1,8	24,7	6,2	1,70	0,5	8,24	3,3
coletadas em	39	0,00	15	21	735	23	1,36	3	5,92	61
fevereiro/98 no solo	38	0,29	17	27	618	23	0,81	3	1,15	57
glei (cv verônica)		0,09	16	28	711	24	0,82	3	0,00	55
		0,58	15	28	591	24	1,26	3	0,00	60
		0,13	14	33	514	24	1,28	2	5,24	61
Gc AA	37	0,22	15	27	616	24	1,02	3	3,77	59
desvio padrão	2,6	0,20	1,0	4,1	91,8	0,5	0,31	0,6	4,13	2,7
coletadas em		0,00	16	13	393	16	0,20	1,0	0	60
março/98 no		0,17	16	14	461	16	1,09	2,0	0	63
podzólico (cv		0,13	14	16	572	17	1,24	3,0	0	71
verônica)		0,00	13	15	604	18	0,74	2,0	0	68
		1,30	15	14	452	17	2,33	3,0	0	65
		0,00	15	15	567	18	0,84	2,0	0	69
média		0,27	14,8	14,5	508,2	17,0	1,07	2,2	0,0	66,0
desvio padrão		0,51	1,2	1,0	84,1	0,9	0,71	0,8	0,0	4,1
coletadas em	36	0,00	15	12	896	20	4,03	3	7,67	69
fevereiro/98 no	35	0,31	17	12	793	19	0,09	2	3,71	68
podzólico (cv	36	0,39	19	14	641	20	0,15	2	6,88	77
verônica)		0,15	21	14	614	21	10,70	2	7,84	78
		0,32	13	16	590	19	3,99	2	1,44	83
		0,15	13	13	511	19	0,22	3	3,65	84
média	36	0,22	16	14	674	20	3,20	2	5,20	77
desvio padrão	0,58	0,15	3,3	1,5	142,7	0,8	4,13	0,5	2,63	6,8

Tabela A25. Teores observados em extratos da digestão nítrica-perclórica das amostras de folhas da alfaca (Lactuca sativa L.) coletadas em solos glei húmico, através de leituras em plasma induzido em argônio (2ª etapa).

elementos	B	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
amostras	mg kg ⁻¹								
prop. 1	27	1	0	9	115	12	0	0	38
	26	1	2	12	211	17	1	0	58
	26	1	0	14	255	19	1	0	63
	25	2	0	15	173	15	1	0	56
média	26	1,25	0,5	12,5	189	16	0,75	0	54
desvio padrão	0,8	0,5	1,0	2,6	59,4	3,0	0,5	0,0	10,9
prop. 2	27	1	1	13	138	32	2	0	98
	32	2	0	9	228	37	0	1	82
	29	0	0	7	133	33	0	0	68
	27	2	0	15	35	16	0	0	95
média	29	1,25	0,25	11,0	134	30	0,5	0,25	86
desvio padrão	2,4	1,0	0,5	3,7	78,9	9,3	1,0	0,5	13,7
prop. 3	36	1	3	0	384	46	1	2	70
	29	1	0	12	163	33	0	2	77
	29	1	0	11	109	30	0	1	69
	34	1	0	5	139	49	1	0	36
média	25	1	0,75	7,0	199	40	0,5	1,25	63
desvio padrão	3,6	0,0	1,5	5,6	125,5	9,4	0,6	1,0	18,3

Tabela A26. Teores observados em extratos da digestão nítrica-perclórica das amostras de diversas partes da alfafa (Lactuca sativa L.) coletadas em solo glei húmico no mês de fevereiro/98 através de leituras em plasma induzido em argônio (ICP-AES)

ELEMENTO	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras									
F	0,22	15	21	735	23	1,36	3	5,92	61
O	0,00	15	24	527	24	0,62	4	10,34	62
L	0,29	17	27	618	23	0,81	3	1,15	57
H	0,09	16	28	711	24	0,82	3	0,00	55
A	0,58	15	28	591	24	1,26	3	0,00	60
S	0,13	14	33	514	24	1,28	2	5,24	61
média	0,22	15	27	616	24	1,02	3	3,8	59
desvio padrão	0,20	1,03	4,07	91,80	0,52	0,31	0,63	4,13	2,73
C	0,80	14	43	287	18	3,20	2	4,59	64
A	0,66	17	41	417	15	7,44	2	0,00	64
U	0,47	15	20	687	18	4,68	1	8,58	57
L	0,46	23	22	593	18	2,11	3	2,12	58
E	0,83	13	18	184	14	3,37	0	5,44	55
S	0,54	15	20	370	17	2,56	3	0,00	59
média	0,63	16	27	423	17	3,89	2	3,5	60
desvio padrão	0,16	3,60	11,45	188,18	1,75	1,94	1,17	3,38	3,73
R	0,58	18	32	1378	22	4,01	2	45,93	54
A	0,33	19	31	1002	22	3,75	3	41,06	54
I	0,32	20	30	1520	23	2,80	2	63,16	50
Z	0,37	21	29	1787	23	2,15	4	59,99	49
E	0,46	16	28	2831	19	6,32	4	41,91	51
S	0,62	17	28	1208	20	4,30	4	42,70	52
média	0,45	19	30	1621	22	3,89	3	49,1	52
desvio padrão	0,13	1,87	1,63	650,33	1,64	1,44	0,98	9,84	2,07

Tabela A27. Teores observados em extratos da digestão nítrica-perclórica das amostras de diversas partes da alfaca (*Lactuca sativa* L.) coletadas em solo podzólico vermelho-amarelo no mês de fevereiro/98 através de leituras em plasma induzido em argônio (ICP-AES)

ELEMENTO	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras	mg kg ⁻¹								
F	0,00	15	12	896	20	4,03	3	7,67	69
O	0,31	17	12	793	19	0,09	2	3,71	68
L	0,39	19	14	641	20	0,15	2	6,88	77
H	0,15	21	14	614	21	10,70	2	7,84	78
A	0,32	13	16	590	19	3,99	2	1,44	83
S	0,15	13	13	511	19	0,22	3	3,65	84
média	0,22	16	14	674	20	3,20	2	5,2	77
desvio padrão	0,15	3,27	1,52	143	0,82	4,13	0,52	2,63	6,77
C	0,73	14	22	1022	15	0,58	0	3,37	64
A	0,00	15	23	1072	16	19,08	2	18,73	65
U	0,06	13	24	1286	16	3,93	1	22,01	66
L	0,36	13	22	937	17	0,07	2	15,44	65
E	0,28	15	25	1235	18	6,25	2	25,87	69
S	0,00	13	21	996	17	6,90	3	30,97	66
média	0,24	14	23	1091	17	6,14	2	19,4	66
desvio padrão	0,28	0,98	1,47	139	1,05	6,94	1,03	9,55	1,72
R	1,11	17	15	2638	18	2,31	1	58,23	48
A	0,91	18	21	3665	19	0,00	2	66,34	48
I	0,70	16	19	2397	17	0,00	1	59,25	46
Z	0,65	15	18	2787	15	0,12	2	53,24	47
E	1,10	18	20	2122	14	0,00	2	44,51	53
S	1,04	18	20	2348	14	0,00	2	47,29	54
média	0,92	17	19	2660	16	0,41	2	54,8	49
desvio padrão	0,21	1,26	2,14	545	2,14	0,94	0,52	8,11	3,33

Tabela A28. Teores observados em extratos da digestão nítrica-perclórica das amostras de diversas partes da alfaca (Lactuca sativa L.) coletadas em solos glei húmico no mês de março/98, através de leituras em plasma induzido em argônio (ICP-AES)

elemento	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras	mg kg ⁻¹								
F	0,04	16	16	306	90	1,58	3	3,1	70
O	1,93	17	17	290	90	3,24	2	21,1	71
L	0,32	16	21	345	80	4,49	2	0,0	76
H	0,00	17	19	353	81	4,40	3	4,7	74
A	0,30	13	19	313	76	5,97	2	0,0	75
S	0,09	20	19	306	77	1,81	3	0,0	79
média	0,45	16,50	18,50	318,8	82,33	3,58	2,50	4,82	74,17
desvio padrão	0,74	2,26	1,76	24,7	6,22	1,70	0,55	8,24	3,31
C	0,25	17	24	868	27	0,70	4	0,0	56
A	0,27	14	17	473	27	0,32	3	0,0	56
U	0,02	17	26	202	21	4,36	4	0,0	90
L	0,54	18	27	202	21	8,87	2	1,2	93
E	0,14	17	22	357	25	5,44	1	0,0	64
S	0,26	18	17	256	23	4,34	4	0,0	54
média	0,2	16,8	22,2	393,0	24,0	4,0	3,0	0,2	68,8
desvio padrão	0,2	1,5	4,4	255,0	2,8	3,2	1,3	0,5	17,9
R	0,61	15	70	1774	64	3,12	4	49,4	100
A	0,48	27	62	824	58	7,26	4	47,3	97
I	0,05	26	49	409	29	14,23	5	10,4	36
Z	0,34	19	36	820	25	3,84	2	3,4	29
E	0,00	13	45	785	32	4,84	2	15,1	29
S	0,00	14	20	545	15	18,38	3	6,7	16
média	0,25	19,00	47,0	859,5	37,2	8,6	3,33	22,0	51,2
desvio padrão	0,27	6,16	18,0	478,9	19,4	6,3	1,21	20,8	37,2

Tabela A29. Teores observados em extratos da digestão nítrica-perclórica das amostras de diversas partes da alfaca (Lactuca sativa L.) coletadas em solos podzólico vermelho-amarelo no mês de março/98, aos 56 após o plantio, através de leituras em plasma induzido em argônio (ICP-AES)

elemento	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras	mg kg ⁻¹								
F	0,00	16	13	393	16	0,20	1	4,22	60
O	0,17	16	14	461	16	1,09	2	0,00	63
L	0,13	14	16	572	17	1,24	3	0,59	71
H	0,00	13	15	604	18	0,74	2	6,03	68
A	1,30	15	14	452	17	2,33	3	8,62	65
S	0,00	15	15	567	18	0,84	2	6,14	69
média	0,27	14,8	14,5	508	17,0	1,07	2,17	4,26	66,0
desvio padrão	0,51	1,17	1,05	84,1	0,89	0,71	0,75	3,38	4,10
C	0,24	14	31	632	13	2,04	2	4,50	91
A	0,00	13	27	573	13	2,01	1	3,42	75
U	0,35	15	27	1205	12	2,60	2	1,66	76
L	0,60	15	27	808	12	2,86	2	3,31	77
E	0,71	15	29	639	14	2,56	1	0,00	76
S	0,10	13	29	694	14	1,99	2	5,07	78
média	0,33	14,2	28,3	758,5	13	2,34	1,7	2,99	78,8
desvio padrão	0,28	0,89	1,79	257,7	0,84	0,37	0,55	1,76	6,75
R	0,28	15	31	2009	15	0,29	2	43,04	41
A	0,72	17	31	1931	14	1,53	3	32,21	43
I	0,67	18	20	4309	15	0,00	4	84,98	42
Z	0,85	18	20	2625	16	0,00	3	78,24	41
E	0,19	14	18	1133	11	2,39	4	19,07	45
S	0,42	14	18	1048	11	2,55	1	22,92	45
média	0,52	16	23	2176	13,67	1,13	2,83	46,7	42,8
desvio padrão	0,26	1,90	6,26	1200	2,16	1,19	1,17	28,3	1,8

Tabela A30. Teores observados em extratos da digestão nítrica-perclórica das amostras de diversas partes da alfafa (*Lactuca sativa* L.), coletadas no solo podzólicos no mês de março/98, aos 37 dias após o plantio, através de leituras em plasma induzido em argônio (ICP-AES).

elemento	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras	mg kg ⁻¹								
F	0,00	17	13	404	21	1,79	0	7,16	49
O	0,00	17	13	498	21	1,60	0	3,06	52
L	0,35	18	12	368	18	1,99	0	0,00	51
H	0,00	19	12	331	19	1,42	0	4,73	52
A	0,00	13	7	220	11	0,81	1	0,00	31
S	0,24	13	12	311	16	1,63	3	2,48	49
média	0,10	16	12	355	18	1,52	1	2,91	47
desvio padrão	0,16	2,56	2,26	94	3,78	0,41	1,21	2,77	8,12
C	0,12	16	24	1002	15	3,03	1	14,26	61
A	0,08	16	24	851	16	3,58	0	11,08	64
U	0,46	15	26	941	18	2,68	1	21,07	67
L	0,31	16	26	1079	18	2,61	1	22,28	65
E	0,51	16	23	819	16	3,82	1	4,44	66
S	0,36	17	23	911	16	3,08	3	10,10	67
média	0,31	16	24	934	17	3,13	1	13,87	65
desvio padrão	0,18	0,63	1,37	96	1,22	0,48	0,98	6,83	2,28
R	0,60	17	17	1336	26	1,55	2	39,42	59
A	0,52	17	17	1740	30	1,47	2	46,64	59
I	0,75	17	20	2170	20	0,87	3	42,13	64
Z	1,03	19	20	1940	20	1,72	3	34,86	61
E	1,06	15	19	1700	21	1,27	3	36,42	63
S	1,04	16	18	2210	22	2,39	2	27,07	63
média	0,83	17	19	1849	23	1,55	3	37,76	62
desvio padrão	0,24	1,33	1,38	328	4,02	0,51	0,55	6,71	2,17

Tabela A31. Teores observados em extratos da digestão nítrica-perclórica de amostras de folhas e raízes de beterraba (*Beta vulgaris* L.), coletadas no solo podzólico vermelho-amarelo em fevereiro/98, através de leituras em plasma induzido em argônio (ICP-AES)

ELEMENTO	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
amostras									
F	0,22	16	10	930	17	0,00	1	15	38
O	0,00	14	8	660	16	0,00	2	11	38
L	0,18	14	9	640	18	0,80	3	19	40
H	0,17	18	10	760	20	0,43	1	16	42
A	0,06	13	9	900	19	0,00	2	18	37
S	0,30	15	10	870	21	0,05	4	20	38
MÉDIA	0,15	15	9	793a	19a	0,21	2	17a	39a
desvio padrão	0,11	1,79	0,82	125	1,87	0,33	1,2	3,4	1,8
R	0,48	16	10	590	17	0,00	1	6,2	70
A	0,09	13	10	330	9	0,00	0	7,0	38
I	0,19	14	15	390	14	0,00	0	7,3	64
Z	0,00	15	14	440	15	0,00	0	9,5	61
E	0,00	11	15	412	12	0,00	1	5,7	57
S	0,50	14	15	465	11	0,00	2	14,4	54
MÉDIA	0,21	14	13	438b	13b	0,00	1	8,3b	57b
desvio padrão	0,226	1,7	2,5	88	2,9	0,00	0,82	3,3	11,0

Figura A1. Aspectos intrínsecos da ciclagem de nutrientes e sustentabilidade agrícola

Figura A2. Aspectos conjunturais da ciclagem de nutrientes e sustentabilidade agrícola.