

FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ

ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA

**CENTRO DE SAÚDE DO TRABALHADOR E
ECOLOGIA HUMANA**

Subárea de concentração: **TOXICOLOGIA AMBIENTAL**

**“DETERMINAÇÃO DE CONTAMINANTES METÁLICOS
(METAL TÓXICO) NUM SOLO ADUBADO COM COMPOSTO
DE LIXO EM ÁREA OLERÍCOLA NO MUNICÍPIO DE NOVA
FRIBURGO”.**

Tereza Cristina Venezuela

Rio de Janeiro
2001

FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ

ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA

CENTRO DE SAÚDE DO TRABALHADOR E ECOLOGIA HUMANA

Subárea de concentração: **TOXICOLOGIA AMBIENTAL**

“DETERMINAÇÃO DE CONTAMINANTES METÁLICOS (METAL TÓXICO) NUM SOLO ADUBADO COM COMPOSTO DE LIXO EM ÁREA OLERÍCOLA NO MUNICÍPIO DE NOVA FRIBURGO”.

Dissertação apresentada à Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, para obtenção do grau de Mestre em Saúde Pública, sob a orientação da Dra. Ana Elisa Xavier de Oliveira e Dias e Msc. Daniel Vidal Pérez.

Tereza Cristina Venezuela

Rio de Janeiro

2001

FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ
ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
CENTRO DE SAÚDE DO TRABALHADOR E ECOLOGIA
HUMANA

Subárea de concentração: **TOXICOLOGIA AMBIENTAL**

“DETERMINAÇÃO DE CONTAMINANTES METÁLICOS (METAL TÓXICO) NUM SOLO ADUBADO COM COMPOSTO DE LIXO EM ÁREA OLERÍCOLA NO MUNICÍPIO DE NOVA FRIBURGO”.

Tereza Cristina Venezuela

1º Orientador: Dra. Ana Elisa Xavier de Oliveira e Dias

2º Orientador: Daniel Vidal Pérez

Aprovada em 17 de dezembro de 2001 pela banca examinadora.

Prof^a. Dr^a. Cristina Maria Barra (1º examinador)

Prof. Dr. Josino Costa Moreira (2º examinador)

Prof^a. Dr^a. Ana Elisa X. de Oliveira e Dias (3º examinador)

AGRADECIMENTOS:

Quero aqui registrar meus sinceros agradecimentos, primeiramente a DEUS por guiar meus caminhos e a diversas pessoas, cuja ajuda foi fundamental para a conclusão deste trabalho.

- A meus pais Sidney e Gracinda, que sempre me ajudaram a vencer os desafios,
- As minhas filhas Carla e Cláudia, pelo apoio e incentivo,
- Ao meu namorado Gério pela ajuda na informática,
- A Dra. Ana Elisa X. de O. e Dias, pela confiança, liberdade de trabalho e orientação,
- Ao Msc. Daniel Vidal Peres, pesquisador da Embrapa pela co orientação,
- A Maria Cristina Barra por aceitar o convite para fazer parte da banca examinadora,
- Aos funcionários da Embrapa pelo apoio na parte laboratorial,
- Ao Marcelo Saldanha pela oportunidade de realizar as análises no laboratório de solos da Embrapa,
- A Sandra, Danielle, Rosália e Juremir, da Escola Nacional de Saúde Pública – Departamento de Saneamento Ambiental pelo incentivo e ajuda na realização deste trabalho,
- A Maria José Salles, a Zezé, pelo estímulo constante no decorrer deste trabalho,
- Ao Josino Moreira, por sua colaboração e “dicas”,
- A CAPES pela concessão da bolsa,
- A Mariângela Fernandes pelo apoio nas avaliações estatísticas,
- A Rose e seu marido pela amizade,
- A todos amigos que me incentivaram e deram “força” para que eu chegasse ao fim deste trabalho especialmente a Lúcia Helena e a Eliane Eugênia cujo carinho e amizade foram muito importante.

SUMÁRIO	PÁGINA
<i>LISTA DE TABELAS</i>	VIII
<i>LISTA DE ABREVIATURAS</i>	X
<i>ANEXO</i>	XIII
<i>RESUMO</i>	XIV
<i>ABSTRACT</i>	XVI
 <i>1 - INTRODUÇÃO</i>	 1
 <i>1.1 - METAIS TÓXICOS E A RELAÇÃO COM A SAÚDE</i>	 3
• Níquel	4
• Alumínio	5
• Cobre	6
• Manganês	7
• Crômio	7
• Cobalto	8
• Ferro	9
• Cádmio	9
• Chumbo	11
 <i>1.2 - METAIS TÓXICOS: OCORRÊNCIA E PERSISTÊNCIA NO SOLO</i>	 13
• Níquel	16
• Alumínio	16
• Cobre	17
• Manganês	17
• Crômio	18
• Cobalto	18

• Ferro	19
• Cádmio	19
• Chumbo	20
1.3 - RESÍDUOS SÓLIDOS	21
1.4 - COMPOSTAGEM: UMA POSSÍVEL SOLUÇÃO PARA OS RESÍDUOS SÓLIDOS	23
1.5 - COMPOSTO DE LIXO	25
1.6 - QUALIDADE DO COMPOSTO E A IMPORTÂNCIA DA COLETA SELETIVA	29
1.7 - COMPOSTO DE LIXO E SUA UTILIZAÇÃO AGRÍCOLA	30
1.8 - CONCENTRAÇÃO DE METAIS TÓXICOS NO COMPOSTO DE LIXO, NO LODO DE ESGOTO E CONSEQUENTEMENTE NO SOLO	33
2 - MATERIAIS E MÉTODOS	
2.1- Local do experimento	39
2.2- Delineamento experimental	39
2.3- Amostragem/coleta das amostras	40
2.4- MATERIAL UTILIZADO	
2.4.1 – Reagentes e Soluções	40
2.4.2 – Equipamentos e Condições Experimentais	40
2.4.3 – Vidraria	41
2.5 - PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	
2.5.1 – Pesagem das amostras	41
2.5.2 – Extração – digestão ácida	41

2.6 – ESQUEMA DO PROCEDIMENTO DA EXTRAÇÃO DAS AMOSTRAS	45
2.7 – ANÁLISE ESTATÍSTICA	46
3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	
3.1 – QUALIDADE DO COMPOSTO	47
3.2 – CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO UTILIZADO ANTES DA APLICAÇÃO DO COMPOSTO DE LIXO	49
3.3 – CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO UTILIZADO NO EXPERIMENTO DEPOIS DA APLICAÇÃO DO COMPOSTO DE LIXO	51
3.4 – DISCUSSÃO	53
3.5 – ANÁLISE DOS METAIS TOXICOS NAS HORTALIÇAS CULTIVADAS	56
3.6 - COMENTÁRIOS SOBRE OS RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS METAIS TOXICOS NAS HORTALIÇAS	
3.6.1 - Cenoura	60
3.6.2 - Couve-flor e milho verde	60
3.6.3 - Rabanete	60
4 - CONCLUSÃO	61
GRÁFICOS	68
Estudo do comportamento dos diferentes níveis de composto de lixo.	
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	71

LISTA DE TABELAS:

Tabela 1.1..... 25

- Constituição percentual de matéria orgânica, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e potássio em % de massa seca do composto de lixo urbano

Tabela 1.2 26

- Caracterização de amostras de compostos provenientes de quatro localidades diferentes, utilizando-se como base material com umidade natural e seco a 110 ° C (sem considerar os inertes).

Tabela 1.3 28

- Concentração de matéria orgânica (MO) e macronutrientes, (g.kg⁻¹), em compostos de lixo urbano de seis capitais brasileiras.

Tabela 1.4 28

- Concentração total de micronutrientes (mg.Kg⁻¹) em compostos de lixo urbano de seis capitais brasileiras.

Tabela 1.5 29

- Teores totais de oito metais: alumínio, bário, cádmio, chumbo, cromo, estrôncio, titânio e vanádio (mg.kg⁻¹) em compostos de lixo urbano de seis capitais brasileiras.

Tabela 1.6 34

- Teores médios de metais tóxicos, níquel, chumbo, cromo e cádmio (mg.Kg⁻¹) no solo, em função da adição de doses crescentes de composto de lixo urbano (média de quatro repetições).

Tabela 1.7 35

- Conteúdo admissível em alguns países de metais tóxicos em composto de lixo (mg.Kg⁻¹) de massa seca.

Tabela 2.1 41

- Programa de aquecimento aplicado ao forno de microondas para a digestão das amostras.

Tabela 2.2 44

- Relação dos elementos analisados, Crômio, Cádmio, Manganês, Chumbo, Ferro, Níquel, Alumínio, Cobre e Cobalto (Cr, Cd, Mn, Pb, Fe, Ni, Al, Cu, e Co) e respectivas linhas analíticas adotadas.

Tabela 3.1 47

- Valores de pH e resultados médios (mg.kg^{-1}), da concentração de metais no composto de lixo utilizado no experimento.

Tabela 3.2 50

- Valores de pH e concentrações médias de metais tóxicos (mg.kg^{-1}), para o solo utilizado no experimento (Cambissolo), antes da aplicação do composto.

Tabela 3.3 52

- Teores médios de metais tóxicos em mg.kg^{-1} , média de três extrações, encontradas nas amostras de solo do experimento em questão, após aplicação do composto.

Tabela 3.4 53

- Efeitos verificados para cada elemento em relação ao aumento dos níveis de composto de lixo nas diversas profundidades do solo.

Tabela 3.5 57

- Teores médios (mg.kg^{-1}) e alguns metais tóxicos determinados na rama (parte aérea) e na parte tuberosa da cenoura.

Tabela 3.6 58

- Teores médios (mg/kg^{-1}) de alguns metais tóxicos determinados nas partes comestíveis das culturas de couve-flor e milho verde.

Tabela 3.7 59

- Teores médios, (mg.kg^{-1}), de alguns metais tóxicos determinados nas partes comestíveis da cultura de rabanete.

LISTA DE ABREVIATURAS:

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

Al – elemento alumínio

ALA – Ácido aminolevulínico

B – elemento boro

C – elemento carbono

C/N – relação carbono nitrogênio

Ca – elemento cálcio

Cd – elemento cádmio

CESTH – Centro de Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana

cm – centímetros

Cn – coleta não seletiva

Co – elemento cobalto

CO₂- dióxido de carbono

COMLURB – Companhia de Limpeza Urbana

Cr – elemento cromo

Cs – coleta seletiva

CTC – Capacidade de Troca Catiônica

Cu – elemento cobre

CV – Coeficiente de Variação

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FAO/WHO – Comitê Misto – Organização de Alimentos e Agricultura das Nações Unidas

Fé – elemento ferro

Hg – elemento mercúrio

HNO₃ – Ácido Nítrico

ICP EAS – Espectrometria de Emissão Atômica com plasma

Indutivamente Acoplado

IPCS – Internation Programme on Chemical Safety

K – elemento Potássio

LD – Limite de detecção

mg.dia⁻¹ – miligrama por dia

mg.kg⁻¹ miligrama por kilograma

Mg – elemento magnésio

MILISTONE – marca do forno de microondas

ml – mililitro

Mn – elemento manganês

Mo – elemento molibdênio

N – elemento nitrogênio

NANO – marca do purificador

Ni – elemento níquel

OMS – Organização Mundial de Saúde

P – elemento Fósforo

PA – para análise

Pb – elemento chumbo

PH – Potencial Hidrogeniônico

RDA – Recomendado Daily Allowance

RSD – Desvio Padrão Relativo

SD – Desvio Padrão

Se – elemento selênio

SH – grupos tiólicos

Sr – elemento estrôncio

t.há⁻¹ – tonelada por hectare

T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅ – Tratamentos aplicados

Ti – elemento titânio

V – elemento vanádio

WHO – World Health Organization

Zn – elemento zinco

$\mu\text{g}.\text{dia}^{-1}$ micrograma por dia

$\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$ – micrograma por litro

ANEXO

Tabela 1 63

- Valores máximos permitidos de metais tóxicos (mg.kg^{-1} base seca) para composto de lixo em alguns países, valores indicados pela Norma RAL - (Alemanha) e concentração máxima permitida pela Norma Norte Americana U.S.EPA 40 CFR Part 503 (uso agrícola).

Tabela 2 63

- Teores totais de metais tóxicos (mg.kg^{-1}) em composto de lixo de algumas pesquisas brasileiras.

Tabela 3 64

- Classificação de qualidade do composto e limites para conteúdos de metais tóxicos em mg.kg^{-1} .

Tabela 4 65

- Faixa de concentração de metais tóxicos em solos não contaminados, sugeridos por autores estrangeiros. Entre parênteses se encontram os valores médios.

Tabela 5 66

- Concentrações de metais tóxicos (mg.kg^{-1}) em solos de agriculturas estabelecidas pela regulamentação de diferentes países. Padrões baseados no conteúdo total de metais tóxicos no solo.

Tabela 6 67

- Concentrações em mg.kg^{-1} de alguns metais tóxicos em solos não contaminados para uso agrícola publicados no Brasil por alguns autores.

RESUMO

A utilização agro-silvi-pastoril de composto orgânico gerado a partir de resíduos sólidos é uma prática utilizada e pode ser uma solução viável para o destino final da fração orgânica do composto de lixo, porém, há poucos estudos sobre a presença de metais tóxicos neste composto.

Foi estudado o efeito dos níveis crescentes de composto de lixo urbano em solos de culturas olerícolas. O composto de lixo é um material rico em micro, macronutrientes e matéria orgânica. No entanto a presença de metais tóxicos oriundos do lixo utilizado em compostagem pode limitar a utilização do composto de lixo na agricultura, visto que grandes quantidades destes metais podem ser introduzidas no sistema solo contaminando espécies cultivadas. Assim torna-se necessário avaliar a concentração destes metais conhecendo-se a quantidade destes elementos tanto no composto quanto no solo adubado e nas hortaliças cultivadas nestes solos, isto porque a contaminação ambiental e de alimentos representam um problema de saúde ambiental e de saúde pública.

No presente trabalho, foi determinada a concentração de 9 (nove) metais: Ferro (Fe), Cobre (Cu), Manganês (Mn), Cobalto (Co), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Alumínio (Al), Níquel (Ni) e Cromo (Cr) em solo oriundo de uma região agrícola do Município de Nova Friburgo, Rio de Janeiro, Brasil, o qual foi adubado com composto de lixo. Foi analisada também em trabalho paralelo a concentração destes mesmos metais em hortaliças cultivadas neste solo que foi adubado com o composto em estudo.

O composto de lixo utilizado no experimento, foi produzido na Usina de Reciclagem e Compostagem da Companhia de Limpeza Urbana - COMLURB - Rio de Janeiro, o qual se assemelhou com a maioria dos compostos produzidos em usinas de outros estados brasileiros. Foram aplicadas, doses crescentes de composto de lixo: 0.0; 12.5; 25.0; 50.0; 100.0 t/ha.

O solo analisado foi Cambissolo de alta fertilidade, o que contribuiu para a não aplicação de fertilizantes minerais. O delineamento foi em blocos inteiramente ao acaso e as determinações ocorreram em 4 (quatro) profundidades: 0-5; 5-10; 10-20; 20-40cm. Foram realizados 4 (quatro) plantios consecutivos.

As amostras de solo (antes e depois da adubação), e do composto de lixo utilizado no experimento, foram preparadas segundo o Manual de Métodos de Análises de Solo – Embrapa. As concentrações dos metais foram determinadas em ICP-EAS e comparadas com diversos trabalhos nacionais e estrangeiros.

De modo geral os resultados obtidos na análise do solo, estão de acordo com os citados na literatura nacional e estrangeira onde, alguns metais (Co e Al), tendem a se acumular em superfície e outros (Cu, Mn, Cr e Pb), tendem a movimentação. Alguns metais (Cu, Cr e Pb) após a aplicação das doses crescentes de composto de lixo seguiram um determinado comportamento, onde a maior dose do composto correspondeu a maior concentração do metal, outros (Co e Al), apresentou comportamento inverso. Os resultados dessa pesquisa estão de acordo com a expectativa gerada pelas propriedades químicas do solo.

Em relação ao teor de metais tóxicos encontrados nos alimentos (vegetais), pertence à outra parte deste projeto de pesquisa e foi desenvolvida pelos técnicos da Empresa Brasileira de Agropecuária – EMBRAPA. Os valores encontrados nas partes comestíveis, também estão de acordo com os limites normais encontrados em plantas.

ABSTRACT:

The agro-silvi-pastoral utilization of organic compost obtained from solid waste is a practice that has been used and can be the solution for the final destiny of the organic fraction of waste compost, although there are few studies about the presence of toxic metals in the compost.

It has been studied the effect of rising levels of urban waste compost onto soils of olericulture. The solid waste is the rich material in micro and macronutrients as well as in organic matter. Nevertheless, the presence of toxic metals deriving from waste that were used in composting can limit the utilization of waste in agriculture, once a great quantity of these metals can be introduced in the soils systems contaminating the species cultivated. Thus, it becomes necessary to assess the concentration of these metals, making clear the quantities of these elements not only in the compost but also in the composted soil and the food cultivated in these soils. All this must be assessed because the environmental contamination and the food contamination mean a problem of environmental health and public health.

In this study it was determined the concentration of nine metals: Iron (Fe), Copper (Cu), Manganese (Mn), Cobalt (Co), Cadmio (Cd), Plumb (Pb), Aluminium (Al), Niquel (Ni), and Cromio (Cr) in soil proceeding from the agro region of the county of Nova Friburgo, Rio de Janeiro, Brazil, that was composted with solid waste.

It was also analyzed, in parallel research, the concentration of the same metals in green vegetables cultivated in this soil that was fertilized with the compost

The solid waste utilized in the experiment was obtained from the Recycling and Composting Plant (COMLURB – Rio de Janeiro), which was similar to the majority of compost produced in plants located in other Brazilian states. It has been applied rising levels of waste compost: 0.0; 12.5; 25.0; 50.0; 100.0 t/ha.

The soil analyses were Cambissolo of high fertility, which contributed for the non-application of mineral fertilizers. The delimitation was totally at random and the determinations occurred in four depths: 0-5; 5-10; 10-20; 20-40cm. It has been made four consecutive plantings.

The samples of soil (before and after the composting) and the waste compost utilized in the experiment were prepared according to the Manual de Métodos de Análises de solo – Embrapa and the concentration was determined in ICP-EAS and compared with various national and foreign investigations.

In general, the results obtained in the soil analyses are in accordance with those mentioned in national and foreign literature where some metals (Co e Al), tend to accumulate on the surface and others (Cu, Mn, Cr e Pb), tend to move around. Some metals (Cu, Cr e Pb) followed a certain behavior after the application of rising levels of waste compost, where to the higher dose of the compost corresponded a higher concentration of the metal; others (Co e Al), presented inverse behavior.

The results of this research are according to the expectation generated by the chemical properties of the soil.

As far as the content of toxic metals found in food (vegetables), this belongs to another part of this research project that was developed by technicians from Empresa Brasileira de Agropecuária – EMBRAPA. All values/figures found in food were also according to the normal limits found in vegetables.

1 INTRODUÇÃO

A disposição final de quantidades crescentes de lixo nos grandes centros está se tornando um grande problema de ordem social e ambiental em vários países. No Brasil a destinação final do lixo urbano e doméstico constitui-se, com raras exceções, um grande problema de saúde pública. Nestas circunstâncias geralmente visa-se buscar experiência em outros países através da literatura, porém este recurso deve ser estabelecido com muito cuidado, avaliando-se cada situação e adaptando-a para a realidade local evitando-se assim, novos problemas.

As técnicas utilizadas no controle da disposição final de lixo, por mais adequadas que sejam, não são totalmente eficientes e podem gerar outros tipos de resíduos. É necessário que haja uma avaliação do impacto como um todo.

O potencial de contaminação dos compostos gerados a partir do lixo urbano, tem sido pouco investigado. Os resíduos sólidos representam um dos principais agente poluidores do meio ambiente devido a problemas relacionados a sua eliminação. Atualmente pode-se afirmar que o lixo é transportado para locais muitas vezes inadequados e é muito difícil de se identificar sua fonte de origem.

Das alternativas para a disposição final de resíduos sólidos, o solo representa um método apropriado, porém deve-se minimizar os efeitos ambientalmente adversos. Cada tipo de solo possui diferentes propriedades físicas, químicas, biológicas e uma capacidade máxima de assimilação. É preciso que haja o mínimo de efeitos indesejáveis para o ambiente. Portanto, o solo não deve funcionar como um simples receptor de lixo e sim como um sistema integrado com o resíduo para se obter um melhor aproveitamento na hora do cultivo.

A utilização do composto de lixo como adubo em solos onde se cultivam plantas olerícolas, pode ser uma solução para a disposição final de resíduos urbanos (lixo), desde que a presença de metais tóxicos não inviabilize o seu uso agrícola.

A contaminação do solo por resíduos pode ser agravada em longo prazo, ficando os contaminantes ativos durante muito tempo. A aplicação de

composto de lixo no solo acaba se tornando uma rota de introdução de metais tóxicos no solo. Estes podem permanecer ativos no solo, chegando à cadeia alimentar. Assim, a presença de metais tóxicos no lixo, além de ser um problema ambiental, pode vir a limitar o uso destes compostos na agricultura.

Neste trabalho procurou-se determinar a concentração dos metais tóxicos no composto de lixo, no solo antes e depois da aplicação de níveis crescentes de composto de lixo e avaliar o comportamento destes metais nas 4 (quatro) camadas de solo após aplicação do composto de lixo. Como objetivo final este trabalho procurou comparar o resultado da concentração dos metais pesados no solo com a concentração destes mesmos metais nas 4 (quatro) culturas cultivadas (Pérez *et al.*, 1998).

1.1 - METAIS TOXICOS E A RELAÇÃO COM A SAÚDE

A dieta alimentar é a fonte de todos os substratos e elementos necessários ao metabolismo animal. Dentre estes elementos, estão os chamados micronutrientes, que incluem metais como: cobre, zinco e ferro. No entanto, quando estes estão presentes nos alimentos em concentrações elevadas, podem ser absorvidos e acumular-se nos tecidos (OMS, 1998).

A toxicidade de um composto qualquer, incluindo os metais, está diretamente relacionada à dose, ao tempo de exposição, à forma física e química dos elementos, da via de administração e da absorção. Cerca de vinte metais são reconhecidos como tóxicos. A maioria destes metais não desempenha nenhuma função conhecida no organismo (OMS, 1998)

Excluindo-se as comunidades expostas ocupacionalmente ou habitantes de áreas reconhecidamente contaminadas, a ingestão de alimentos contaminados é a via de introdução mais importante para a maior parte dos compostos tóxicos, inclusive de metais tóxicos, no organismo (OMS, 1998).

Após a ingestão e absorção de uma determinada substância pelo organismo, esta passará pelo processo de transporte e distribuição e poderá ser biotransformada, acumulada e/ ou excretada (modificada ou não). Em cada estágio, esta substância poderá estar presente sob diferentes formas físicas e químicas. Esta pode ter papéis fisiológicos importantes e participar de processos biológicos vitais, ainda que, se presente em doses elevadas, possa causar efeitos tóxicos ao organismo.

Estas observações são bastante apropriadas quando são considerados os efeitos adversos dos metais tóxicos para qualquer organismo vivo. Estes efeitos estarão relacionados, não só à dose, mas também à forma química, já que, principalmente esta última, afetará a biodisponibilidade e a toxicidade destes elementos.

Poe exemplo, mercúrio torna-se mais biodisponível quando se apresenta sob a forma de metilmercúrio. Quando presente no ambiente sob esta forma, este metal é acumulado em organismos e transportado ao longo de uma cadeia através do consumo alimentar. A ingestão dos alimentos contaminados por metilmercúrio, pode causar efeitos adversos à saúde dos seres vivos incluindo seres humanos. A intoxicação de seres humanos por

metilmercúrio introduzido no organismo através da ingestão de peixe contaminado, em Minamata, Japão (Salado *et al.*, 1987) é apenas um dos exemplos de transporte de um contaminante ambiental para a cadeia alimentar.

Outros exemplos de contaminação humana por metais tóxicos, com graves conseqüências para a saúde da população exposta, através do consumo de alimentos contaminados podem ser citados. No Japão, foram relatados casos de intoxicação por cádmio presente em arroz contaminado. A ingestão continuada de arroz contendo altos teores de cádmio causou uma dolorosa deformidade do esqueleto com fragilidade óssea e até mesmo a morte. Este quadro de intoxicação foi agravado pelo fato da população exposta também apresentar deficiência de vitamina D, decorrente dos hábitos alimentares locais (Friberg *et al.*, 1986 *apud* Tavares, 1992). Ainda no Japão, houve relatos de intoxicação humana através do consumo de leite contaminado por arsênio (Lima *et al.*, 1998). Estes mesmos metais também foram responsáveis por casos de contaminação humana, na China, através do consumo de alimentos. A forma de ação dos metais nos organismos vivos está, na maioria das vezes, relacionada à inibição de mecanismos enzimáticos, através da competição por sítios catalíticos com metais essenciais que atuam nestes processos. Os efeitos, observados nos casos de contaminação podem produzir sintomas comparáveis aqueles vistos nas deficiências de um metal essencial (Friberg *et al.*, 1986 *apud* Tavares, 1992).

- **Níquel:**

Os sais de níquel exercem sua ação tóxica principalmente por irritação gastrointestinal. No entanto, os efeitos deste metal sob a forma de sulfato de níquel foram observados após a ingestão de 0,6 mg, administrada com água para indivíduos em jejum. Parte dos indivíduos que ingeriram a substância apresentaram reação cutânea adversa caracterizando uma sensibilidade destes indivíduos ao níquel (Croin *et al.*, 1980 *apud* OMS, 1998).

Concentrações elevadas de níquel em tecidos têm sido associadas com quadros clínicos de infarto do miocárdio, toxemia e câncer (OMS, 1998; IPCS, 1991).

Os níveis de níquel em comestíveis nos países europeus e nos Estados Unidos, geralmente encontram-se entre 0,1 mg.kg⁻¹ e 0,5 mg.kg⁻¹,

porém alguns comestíveis como, por exemplo, legumes, podem conter mais que $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ (IPCS, 1991).

O níquel pode ser encontrado em alimentos tais como chá, café, cereais, frutas, batata e vegetais verdes. No entanto, existem poucos dados sobre a transferência de níquel para o homem através de vegetais (Déportes *et al.*, 1995). Aproximadamente metade da ingestão diária total de níquel é usualmente derivada do consumo de pães, cereais e bebidas (OMS, 1998).

A incorporação diária deste elemento através da ingestão varia de acordo com os hábitos alimentares da população. Enquanto no Reino Unido a média de ingestão de níquel é de $140 - 150 \text{ } \mu\text{g.dia}^{-1}$ para adultos e $14 - 250 \text{ } \mu\text{g.dia}^{-1}$ para criança, nos EUA a ingestão média de níquel é de $69 - 162 \text{ } \mu\text{g.dia}^{-1}$, e de $60 - 260 \text{ } \mu\text{g.dia}^{-1}$ na Dinamarca (OMS, 1998).

- **Alumínio:**

Não existem evidências confirmadas de que o alumínio possua alguma função essencial em animais ou seres humanos. (OMS, 1998; WHO, 1997).

Os aspectos toxicológicos relativos à exposição a alumínio via oral não são bem definidos. A ingestão semanal tolerável de alumínio é de aproximadamente 7 mg.Kg^{-1} de peso corpóreo (OMS, 1998).

Estudos realizados indicam que as pequenas quantidades absorvidas das dietas normais são excretadas pelos rins de indivíduos saudáveis, de modo que nenhuma acumulação ocorra. No entanto, quando a sua excreção é deficitária, pode acumular-se afetando a formação óssea do esqueleto (OMS, 1998).

Observa-se também que em cérebro de pacientes afetados pelo mal de *Alzheimer*, as concentrações de alumínio encontradas são de 4 a 6 vezes maiores do que as observadas em indivíduos que não apresentam a doença (Baurock – Busch e Griffin, 1996).

- **Cobre:**

O cobre é amplamente distribuído nos tecidos biológicos, onde pode ser encontrado sob a forma de complexos orgânicos, como as metaloproteínas que possuem atividade enzimática. A utilização de oxigênio durante a respiração celular, utilização de energia e síntese de compostos essenciais são exemplos de reações metabólicas intermediadas por enzimas que requerem a presença de cobre para apresentarem atividade catalítica. Desta forma, mesmo sendo considerado um metal tóxico, em baixas concentrações ($\approx 2 \text{ mg. dia}^{-1}$) é essencial ao metabolismo humano (OMS, 1998).

O envenenamento agudo por cobre, em humanos, é raro. Quando observado, normalmente resulta da ingestão de gêneros alimentícios ou bebidas contaminadas através contato com cobre presente em recipientes utilizados para armazenamento. A exposição, via oral, também pode ocorrer por ingestão acidental ou deliberada, de quantidades em gramas de sais de cobre. Os sintomas de envenenamento agudo por cobre incluem salivação, náusea, vômito e diarreia, todos os quais são provavelmente devido ao efeito irritante do cobre na mucosa gastrointestinal. Além disso, o envenenamento pode ser acompanhado por hemólise intravascular severa e icterícia, necrose e insuficiência hepáticas, hemoglobinúria, proteinúria, hipotensão, taquicardia, insuficiência renal aguda, colapso vascular e morte (Willians, 1982 *apud* OMS, 1998).

As frutas, farelo de trigo, germe de trigo, vegetais, mel e café, são exemplos de alimentos que podem conter cobre (Blaurock – Busch e Griffin, 1996). O conteúdo comum em alimentos pode variar de 3 – 80 mg.Kg^{-1} (Pais e Benton , 1997). Alloway, 1990, recomenda como dose diária para humanos, 2 mg.dia^{-1} Pais e Benton , 1997, recomendam de 2 a 5 mg.dia^{-1} , o Conselho de Alimentos e Nutrição dos Estados Unidos, sugerem a faixa de 1 a 1,5 mg.dia^{-1} e o Comitê Misto FAO/WHO indica como dose máxima diária aceitável, 0,5 mg.kg^{-1} por peso de corpo, porém o recomendável é estimado em 0,05 mg.kg^{-1} de peso.

- **Manganês:**

Elemento traço provavelmente essencial, que o define como um micronutriente, o manganês tanto é um ativador como um constituinte de várias enzimas. Atua ainda na síntese de lipídios, na síntese de hormônios da tireóide, entre outras funções (OMS, 1998).

O manganês é com frequência considerado como um dos elementos traço de menor toxicidade e, isto, relaciona-se com a forma química (Mn^{2+} e Mn^{4+}) administrada, variando consideravelmente os efeitos adversos. No entanto, quando presente em concentrações elevadas, decorrentes de exposição via oral, pode causar alucinações e doenças do sistema nervoso central (Pais e Benton, 1997; OMS, 1998). A via respiratória pode constituir também uma via de exposição importante quando relacionada à inalação crônica de manganês, através de ar contaminado, oriundo de atividades de minas de aço ou de algumas indústrias químicas. Os sintomas de intoxicação por manganês são semelhantes aos da doença de Parkinson (tremores e rigidez muscular), perda de apetite, paralisia cerebral, problemas neurológicos, doenças psiquiátricas e perda de memória (OMS, 1998).

O IPCS, 1997, mostra uma diferenciação entre a dose diária de manganês, dividindo por faixa etária. Crianças em fase de amamentação: $0,002 \text{ mg.Kg}^{-1}$ de peso corpóreo, crianças entre 3 – 5 anos: $1,4 \text{ mg.dia}^{-1}$, entre 7 – 9 anos: $1,7 \text{ mg.dia}^{-1}$, entre 9 – 13 anos, $2,2 \text{ mg.dia}^{-1}$ e para adultos, a faixa está entre 2 – 9 mg.dia^{-1} .

O manganês está presente em uma variedade de alimentos. Alguns alimentos como grãos (semente), arroz, noz, podem exceder 10 mg.Kg^{-1} . Os cereais e os chás apresentam, altas concentrações de manganês (780 – 930 mg.Kg^{-1}) (IPCS, 1997). Os vegetais, batata, frutas, germe de trigo, também são fontes de manganês (Blaurock-Busch e Griffin, 1996).

- **Crômio:**

O crômio é um nutriente essencial que potencializa a ação da insulina e assim influencia o metabolismo de carboidratos, lipídios e proteínas (OMS, 1998).

O crômio +3 (Cr^{3+}) é a forma estável do crômio e é considerada a forma essencial sob a qual este elemento apresenta atividade biológica, não

havendo evidências sobre a toxicidade de compostos de cromo nesta forma (USA 1976 *apud* Ossana 1980; IPCS, 1988). O cromo +6 (Cr^{6+}), hexavalente, presente nos cromatos, é 100 vezes mais tóxico para as plantas animais e o homem do que o Cr^{3+} .

Dados sobre os riscos de intoxicação por cromo, via ingestão de alimentos, são raros. Na cadeia alimentar, 60% do cromo é encontrado em plantas. Assim, o consumo elevado de vegetais contendo este metal pode constituir uma via de exposição significativa a este elemento (Manos *et al.*, 1992 *apud* Déports, 1995).

A ingestão diária de cromo pode variar amplamente dependendo das proporções dos grupos de alimentos na dieta. A dose diária de ingestão de cromo para adultos é de 5 – 200 $\mu\text{g} \cdot \text{dia}^{-1}$ (IPCS, 1988).

O cromo pode estar contido em uma série de grupos alimentícios, como por exemplo: carne (porco e frango), peixes, vegetais, noz, leite queijo, açúcar refinado e na gema do ovo, variando de 5 – 250 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ (IPCS, 1988). Em um outro grupo de alimentos, o cromo também pode estar presente: germe de trigo, condimentos, óleo de milho, frutas, cacau, fermento (pão), arroz e mel em quantidades que variam de 2 – 136 $\text{meq} \cdot 100\text{g}^{-1}$ (Blaurock-Busch e Griffin, 1996).

A quantidade de cromo observada em alimentos pode variar substancialmente. Esta diferença observada pode ser atribuída à influência do local de plantio onde os alimentos foram plantados.

- **Cobalto:**

O cobalto é considerado um micronutriente essencial e sua função está relacionada à composição da vitamina B12.

O cobalto encontra-se presente em diversos alimentos. Os legumes, germe de trigo, os vegetais, as frutas, farelo de trigo, cereais, arroz, batata, são alguns exemplos e como boa fonte de cobalto, podemos citar as carnes, peixes e queijo (Blaurock-Busch e Griffin, 1996). Recommended Daily Allowance – RDA, não faz recomendações para o cobalto, menciona apenas 5 μg de vitamina B-12 para humanos.

Não existem dados recomendados referentes à ingestão diária para cobalto, nem dados referentes a efeitos adversos à saúde relacionados a este elemento.

- **Ferro:**

O ferro é um nutriente essencial presente em diversos alimentos. De 60 – 70% do ferro total presente em seres humanos encontra-se associado à hemoglobina (OMS, 1998).

Existem vários alimentos ricos em ferro e entre eles, estão: germe de trigo, folha da salsa, lentilhas, feijão, aveia, espinafre, arroz, cereal cenoura, couve, repolho, entre outros (Blaurock-Busch e Griffin, 1996). As concentrações de ferro encontradas em cereais e em grãos não diferem muito. A média comum entre eles é de 25 a 80 mg.kg⁻¹. Valores acima de 100 mg.kg⁻¹ em alguns cereais, são relatados somente em alguns países (Canadá, Grã Bretanha e EUA) (Kabata-Pendias e Pendias, 1992).

As necessidades nutricionais de ferro dependem da idade e do sexo. A ingestão diária de ferro recomendada está em torno de 10 mg para os homens adultos e para as mulheres após a menopausa e 20 mg para mulheres em idade reprodutiva. São poucas as publicações a respeito das necessidades nutricionais de ferro (OMS, 1983). O Comitê Misto FAO/OMS recomenda uma ingestão diária máxima tolerável de 0,8 mg.kg⁻¹ de peso corpóreo (OMS, 1983). A ingestão de ferro diária de 200 mg pode estar relacionada com efeitos adversos ao organismo e da ordem de 7-35 g pode ser letal (Pais e Benton, 1997).

- **Cádmio:**

A principal causa da toxicidade pelo cádmio parece estar relacionada à sua combinação com grupos tiólicos (SH) de enzimas e proteínas, o que provoca desarranjos no metabolismo (OMS, 1998). O cádmio é tóxico ao homem quando ingerido ou inalado, pois pode ser depositado e acumulado em vários tecidos do corpo (Salado *et al*, 1987). Não é um elemento essencial na alimentação humana. A fonte mais importante da ingestão deste metal é os alimentos contaminados (Salado e Prado Filho, 1987). O efeito tóxico do metal

é mais bem determinado pela sua forma do que pela concentração (OMS, 1998).

No corpo humano, 70% do cádmio em circulação é encontrado nas células sanguíneas. Parte do cádmio apresenta-se ligado a metalotionina e o restante circulando sob forma livre através do plasma. Cerca de 50% da carga corporal de cádmio se deposita nos rins, 15% no fígado e 20% nos músculos. O rim é considerado “órgão crítico” e intoxicação por cádmio levam primordialmente a lesão renal (Kjellstrom, 1979 *apud* Tavares, 1992).

Sendo um veneno cumulativo o cádmio deposita-se nos tecidos do corpo, e em casos agudos são identificáveis como Cadmiose (Ossana, 1980: OMS, 1998: IPCS, 1992). Este metal pode ser considerado como um elemento etiológico para vários processos patológicos no homem, incluindo tumores nos testículos, disfunção renal, hipertensão, arterio-esclerose, doenças crônicas de envelhecimento (OMS, 1998; IPCS, 1992).

A toxicidade do cádmio tem relação com graves enfermidades cardiovasculares para o homem, pois este fato está relacionado com a intoxicação aguda. Há uma irritação do tubo digestivo e depois arrepios, dores de cabeça, depressão na corrente circulatória (Ossana, 1979). Quando o teor de cádmio no cortex renal atinge o limite crítico de 200 mg.kg^{-1} , surgem as primeiras disfunções renais, ocasionando, nos casos , mais graves, osteomalacia. Quando o fígado e os rins são atingidos o indivíduo morre, geralmente, por parada respiratória e colapso cardiovascular (Salado et al, 1987).

Yamagata e Shigmatsu 1970 (*apud* Ossana, 1979), demonstraram que alimentos de cultura de solos poluídos com cádmio podem acumular quantidades suficientes de cádmio para ser perigoso ao homem que consome estes alimentos.

Este metal encontra-se presente em vários tipos de alimentos, tais como peixes, frutos do mar, frutas, batata, legumes, verduras, milho, trigo, pão, carne bovina, leite, margarina, banha, podem conter quantidades de cádmio que variam entre $0,05 - 5,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ de cádmio (Instituto Tecnológico de Alimentos – Campinas *apud* Salado e Prado Filho, 1987). A maior fonte de cádmio através dos alimentos encontra-se nos cereais em grãos (Pais e Benton, 1997). Os cereais e outros vegetais normalmente são responsáveis por cerca de 50% da

ingestão de cádmio. Em crianças a ingestão está tipicamente na faixa de 2 – 25 $\mu\text{g Cd.dia}^{-1}$ e em adultos, entre 10 – 50 $\mu\text{g Cd.dia}^{-1}$ (OMS, 1998).

O Comitê Misto FAO/OMS sobre Aditivos Alimentares recomenda que 7 $\mu\text{g de Cd.Kg}^{-1}$ de peso corpóreo devem ser consideradas provisoriamente como ingestão máxima semanal tolerável para o cádmio (OMS, 1998). Para um homem de 65 Kg, isto corresponde a uma ingestão da dieta de 65 $\mu\text{g Cd.semana}^{-1}$ e aproximadamente 9 $\mu\text{g Cd.dia}^{-1}$.

- **Chumbo:**

O chumbo como alguns metais pesados não possui efeitos benéficos ou nutricionais desejáveis. É um metal tóxico que tende a acumular-se no tecido do homem (Ossana, 1979). Os efeitos tóxicos envolvem vários órgãos e são as consequências de uma variedade de efeitos bioquímicos (Nriagu *et al.*, 1984 *apud* OMS 1998). Sua presença no organismo humano pode ser prejudicial à saúde podendo levar a morte. O envenenamento resulta do acúmulo de chumbo no organismo. Suas fontes mais comuns são os alimentos, a água, o ar, o fumo (através do cigarro) entre outras. O chumbo entra no corpo por inalação da poeira do solo, embora possa entrar também através da pele ou ser ingerido por meio de alimentos contaminados (Pais e Benton, 1997). O chumbo provoca diversas alterações bioquímicas, não existindo evidências de uma função essencial no organismo humano. Após ser absorvido, o chumbo é distribuído pelo sangue e transportado ligado à hemoglobina aos diversos órgãos e sistemas onde exerce seu efeito tóxico. O chumbo é armazenado de forma inerte nos ossos e se torna nocivo quando é mobilizado (Ossana, 1979; Tavares, 1992).

A absorção de chumbo no trato gastrointestinal é da ordem de 15 a 20% para adultos (Chamberlain, 1985 *apud* Tavares, 1992), e de até 50% para crianças (Alexander *et al.*, 1972 *apud* Tavares, 1992).

O chumbo interfere com as enzimas ALA sintetase, ALA desidrase e heme sintetase. O ALA (ácido aminolevulínico) e acoproporfirina acumulam-se e são excretados na urina em quantidades excessivas e a protoporfirina acumula-se nos eritrócitos, como consequência do bloqueio do processo sintético. Nos indivíduos normais a excreção de ALA é menos de 2 mg/ 24

horas e na intoxicação por chumbo já se observou um aumento de 20 a 200 vezes maior na excreção do ALA e a sua excreção é um índice seguro de intoxicação (Cecil, 1975 *apud* Salgado, 1987).

As manifestações clínicas podem aparecer tanto na forma crônica produzindo anorexia, náuseas, vômitos, dores abdominais diversas, paralisia, disfunção cerebral, distúrbios visuais, anemia, convulsões, palidez (SEMA, 1977) e na forma aguda, caracterizada por queimadura na boca, sede intensa, inflamação no trato gastrointestinal ocasionando diarreias e vômitos (Batalha *et al.*, 1977 *apud* Ossanai 1979). A intoxicação por chumbo geralmente é de origem alimentar ou profissional podendo causar danos irreversíveis ao cérebro de crianças. Chumbo é carcinogênico e teratogênico. Os efeitos adversos aparecem de 2 a 3 anos em crianças.

A concentração máxima diária admitida para crianças de 0 a 5 anos é de $10 \mu\text{g.kg}^{-1}$ de peso corpóreo. A ação de doses fracas (de acordo com o limite de ingestão diário: crianças 9 a $278 \mu\text{g Pb.dia}^{-1}$, adultos 20 a $282 \mu\text{g Pb.dia}^{-1}$) (OMS 1998), ingeridas regularmente durante um certo tempo, e totalmente absorvidas, constitui o principal perigo do chumbo.

O Comitê Misto, FAO/OMS sobre aditivos alimentares recomendou provisoriamente que a ingestão semanal de chumbo não deveria exceder $25 \mu\text{g/kg}$ de peso corpóreo por semana para adultos, criança e bebês. Uma revisão recente passou a recomendar a ingestão média de adultos de $20 - 514 \mu\text{g.dia}^{-1}$.

Alguns países têm regulamentado a presença de chumbo nos alimentos, fixando limites, não sendo considerados aptos para o consumo aqueles produtos com valores fora do limite. Tais limites variam nas distintas legislações, porém em geral os teores são de $1 \text{ a } 2 \text{ mg.kg}^{-1}$ para as hortaliças e $0,3 \text{ a } 0,5 \text{ mg.Kg}^{-1}$ para os sucos e frutas (Albertin *et al.*, 1997).

Os alimentos que mais contribuem para a presença de chumbo são cereais, carnes, vegetais verdes, frutas e conservas em geral. O pão, os cereais e as bebidas são responsáveis tipicamente, por aproximadamente 35% da ingestão diária de chumbo e o restante sendo derivado de uma variedade de alimentos (OMS, 1998).

Uma ingestão diária de chumbo de 1 mg é tóxico, 10 mg é letal para uma massa corpórea de 70 Kg. Segundo Bronordell, 1975 (*apud* Ossanai,

1979), a administração cotidiana de 1 mg de chumbo é suficiente para determinar o saturnismo no homem.

1.2 - METAIS TOXICOS - OCORRÊNCIA E PERSISTÊNCIA NO SOLO

O solo ocupa uma posição muito peculiar ligada às várias esferas que afetam a vida humana. É, além disso, o substrato principal de produção de alimentos e uma das principais fontes dos nutrientes e sedimentos que vão para os rios e mares.

O solo consiste de sólidos, líquidos e de uma mistura de gases. Na maioria dos solos, mesmo nos chamados solos minerais, as partículas minerais estão associadas de alguma maneira à matéria orgânica ou húmus. O solo atua como tampão natural, controlando o transporte de elementos químicos e substâncias para a atmosfera (Alloway, 1990).

A quantidade de metais tóxicos num solo, sem interferência antropogênica, depende dos seus teores nas rochas de origem e do grau de intemperização que este material sofreu (Berton, 2000). No entanto, diversas atividades antropogênicas podem contribuir para o aumento da concentração de metais tóxicos no solo e constituírem fontes de contaminação ambiental. Estes metais foram classificados em três grupos descritos a seguir (Bedlingmaer, 1990 *apud* Grossi, 1993). No primeiro grupo, estão os considerados pouco tóxicos, que, na maioria são tidos como micronutrientes, mas em concentrações elevadas, são tóxicos. Pertencem a este grupo: alumínio, cobalto, cobre, manganês, molibdênio, selênio, vanádio, zinco e estanho. O segundo grupo é formado por metais que apresentam probabilidade de riscos de câncer, que são: arsênio, berílio, crômio e níquel. No terceiro grupo, estão os metais que apresentam um caráter tóxico significativo e não se enquadram nos grupos anteriores: chumbo, cádmio, mercúrio e tálio.

Ross, 1992 enumera as principais fontes de contaminação ambiental envolvendo metais tóxicos que são: processos industriais, deposição atmosférica e práticas de agricultura. Excluindo-se os processos industriais, as práticas agrícolas que envolvem a utilização de fertilizantes, adubos, pesticidas e irrigação, respondem por uma parcela importante na contaminação ambiental por metais pesados.

Segundo Ross, 1992, em alguns fertilizantes fosfatados pode-se encontrar: arsênio (As), cádmio (Cd) e zinco (Zn). Adubos de origem animal (esterco, estrume) podem conter também manganês (Mn), além dos metais já descritos para os fertilizantes fosfatados. Em pesticidas pode-se encontrar zinco (Zn) e manganês (Mn) e em fungicidas o cobre (Cu). Águas utilizadas para irrigação podem contribuir para a contaminação quando contêm cádmio (Cd), chumbo (Pb) e selênio (Se).

Assim, metais tóxicos originários de diversas fontes podem alcançar a superfície do solo. Seus novos destinos dependerão das propriedades físico-químicas do solo e, especialmente, da forma química sob a qual o metal se encontra. A contaminação do solo por metais tóxicos constitui um problema grave, já que a persistência destes no solo é muito mais longa que em qualquer outro compartimento da biosfera. Quando os metais acumulam-se no solo, são excluídos, vagarosamente, através de lixiviação, de incorporação em plantas, erosão ou deflação.

Limura e colaboradores 1977, (*apud* Kabata – Pendias e Pendias, 1997), determinaram a meia vida de vários metais tóxicos no solo. Os valores descritos variaram, de algumas décadas a milhares de anos, dependendo dos elementos, tipos de solo e dos processos que controlam a atividade dos metais tóxicos no solo. O zinco teve sua meia vida avaliada pelos autores, entre 70 e 510 anos; o cádmio de 13 a 1000 anos; o cobre de 310 a 1500 anos e o chumbo de 740 a 5900 anos.

Dentre os processos que controlam a atividade dos metais tóxicos no solo estão as inúmeras reações químicas e processos físicos e biológicos. Assim, a concentração do metal na solução do solo dependerá da forma na qual se encontra o elemento no solo (forma orgânica, solúvel ou insolúvel, precipitado como fase sólida adsorvida a colóides). A concentração de metais tóxicos na fase solúvel é governada pelo equilíbrio ácido-base, pela complexação com ligantes orgânicos e inorgânicos, pela precipitação e dissolução da fase sólida e por reações de oxi-redução e troca catiônica. Os metais tóxicos têm afinidade química em relação à matéria orgânica devido, principalmente, à profusão de grupos fenólicos e carboxílicos observada na mesma. Tal afinidade manifesta-se de duas formas: a matéria orgânica proporciona sítios de adsorção (específicos ou não), sendo, portanto, similar à

adsorção de argilas e hidróxidos, e a matéria orgânica atua também como agente quelante do metal na solução do solo (Kabata – Pendias e Pendias, 1997, Alloway, 1990).

Os quelatos são compostos formados a partir da interação do metal com a matéria orgânica e têm papel relevante na manutenção de metais. O transporte de metais no solo é diretamente afetado pela presença destes quelatos (Stevenson, 1977).

A força de ligação dos metais tóxicos ao solo depende do tipo e quantidade do metal, da mineralogia (presença de aluminosilicatos e óxidos, oxihidróxidos de ferro, alumínio e manganês), do grau de cristalinidade dos minerais presentes, da quantidade e da qualidade de matéria orgânica presente, pH do solo, tempo de contato do metal com os sítios de ligação, entre outros. Os metais tóxicos nos solos podem, assim, apresentar-se sob diversas formas. Sob a forma solúvel apresenta-se como íons livres, ou como complexos solúveis com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos. Sob a forma trocável apresentam-se retidos, predominantemente por força eletrostática, a colóides do solo, que possuam carga. Podem, ainda, estar fixados pelos minerais do solo, precipitados com outros componentes e complexados com a matéria orgânica (Berton, 2000). Podem, também, ocorrer adsorvidos especificamente. Os metais de transição são fortemente retidos em sítios específicos através de ligações predominantemente coordenadas, ou covalentes (Miller *et al*, 1986, apud Mazur, 1997). Apresentam-se, ainda, oclusos em óxidos de ferro, alumínio e manganês. Normalmente, as superfícies de óxidos e hidróxidos de ferro e manganês são fortes “seqüestradores” de metais pesados (Chao, 1972). Desta forma, a atividade de um determinado metal na solução do solo será determinada pelo seu equilíbrio entre as partículas de argila, matéria orgânica, hidróxido de ferro, alumínio, manganês e quelatos solúveis (Berton, 2000).

A análise para determinar metais pesados em solos é de vital importância na previsão do desenvolvimento da planta e no diagnóstico das doenças relacionadas com deficiência de nutrientes em cultura e animais, bem como o acesso a informações sobre problemas de contaminação agrícola e ambiental. A resistência das plantas a concentrações crescentes de metais pesados e a capacidade de acumular quantidades extremamente altas desses elementos podem levar a um grande risco à saúde pela formação de um elo

contaminado na cadeia alimentar. (Kabata-Pendias e Pendias, 1985 *apud* Saldanha, 1996).

- **Níquel:**

Níquel ocorre naturalmente em vários tipos de solos e rochas, podendo ter alta mobilidade dentro do perfil do solo (OMS, 1998). O elemento níquel pode entrar no meio ambiente através de mecanismos de degradação da rocha (IPCS, 1991)

No solo, níquel está distribuído entre a matéria orgânica como óxido amorfo e a fração argila dependendo do tipo de solo (Kabata-Pendias e Pendias, 1997). Geralmente, a solubilidade do níquel no solo é inversamente relacionada ao pH. Os hidróxidos de níquel existentes em $\text{pH} > 6,7$ são predominantemente insolúveis. Em solos tratados com cal, portanto solos alcalinos, pode ocorrer uma redução da disponibilidade do níquel. Alto conteúdo de níquel observado em solos, geralmente é proveniente de atividades humanas. A concentração de níquel aumenta com a profundidade indicando alta mobilidade (IPCS, 1997; Pais e Benton, 1997).

O conteúdo total de níquel no solo segundo Pais e Benton, 1997, é de $1 - 200 \text{ mg.kg}^{-1}$, com um valor médio de 20 mg.kg^{-1} . Solos de todas partes do mundo contêm uma concentração de níquel dentro de uma faixa que varia entre $0,2 - 450 \text{ mg.kg}^{-1}$ (IPCS, 1997).

- **Alumínio:**

O conteúdo total do alumínio no solo varia de $0,45 - 10\%$ e sua disponibilidade é facilmente controlada em pH abaixo de 6,0 (Pais e Benton, 1997) e, é herdado da origem da rocha. Entretanto, somente a fração de alumínio que é facilmente móvel e trocável tem um importante papel na fertilidade do solo.

Em solos ácidos, com pH próximo de 5,5, a mobilidade do alumínio aumenta e rapidamente compete com outros cátions ocorrendo troca de valência. O alumínio é um constituinte comum de todas as plantas, entretanto a quantidade de alumínio na planta varia muito dependendo do solo e da planta (Ross, 1997; Malavolta, 1980).

- **Cobre:**

Os solos derivados de rochas básicas são os mais ricos em cobre e os derivados de sedimentos arenosos os mais pobres (Valadares, 1975). O cobre, que no solo está quase exclusivamente na forma cúprica (Cu^{2+}), aparece em maior proporção adsorvido aos minerais da argila, aos hidróxidos de ferro e à matéria orgânica. A quase totalidade do cobre solúvel está na forma de complexos com a matéria orgânica (Alloway, 1990). O elemento cobre é considerado o mais móvel dos metais tóxicos. Entretanto a forma Cu^{2+} é um cátion traço versátil e no solo ou como material depositado exibe uma grande habilidade de interagir quimicamente com componentes minerais e orgânicos do solo. Pode prontamente precipitar com vários ânions tais como sulfato, carbonato e hidróxido. Ainda que solúvel, portanto móvel e disponível as formas de cobre no solo são de grande importância nas práticas agronômicas (Kabata-Pendias e Pendias, 1997).

Os teores totais de cobre nos solos brasileiros estão dentro da faixa de 1 a 126 mg.kg^{-1} (Malavolta, 1980) e segundo Pais e Benton, 1997, a variação é de 2 – 100 mg.kg^{-1} , com uma média de 18 mg.kg^{-1} .

- **Manganês:**

O manganês comumente ocorre no solo como íons nas formas Mn^{2+} e Mn^{4+} , sendo o estado de oxidação +2 o mais freqüente. (Alloway, 1990; Pais e Benton, 1997). Os níveis dependem do tipo de compostos que estão presentes no solo e das características do solo. As acumulações ocorrem nas partes mais profundas e não na superfície (IPCS, 1997). É capaz de formar um grande número de óxidos e hidróxidos e é, provavelmente, como óxido e hidróxido que o manganês ocorre no solo (Kabata-Pendias e Pendias, 1997). O conteúdo total de manganês no solo pode variar de 200 – 3000 mg.kg^{-1} , com um valor médio de 545 mg.kg^{-1} (Pais e Benton, 1997), e segundo o IPCS, 1997, a concentração média de manganês no solo é de 500 – 900 mg.kg^{-1} (IPCS, 1997).

- **Crômio:**

A química do crômio no solo é bastante complexa e baseia-se nos estados de oxidação em que o crômio pode ocorrer (+3 e +6) e que afetam a sua solubilidade e reatividade. O crômio +3 (Cr^{3+}) é a forma estável encontrada no meio ambiente, e é considerada essencial para algumas funções biológicas. O crômio +6 (Cr^{6+}), hexavalente, presente nos cromatos, tem fortes propriedades oxidantes, é tóxico para as plantas, animais e o homem, embora a ocorrência não seja comum no meio ambiente (Pais e Benton, 1997).

O teor de crômio nos solos em geral está entre 5 – 1000 mg.kg^{-1} com uma média de 65 mg.kg^{-1} em alguns tipos de solos. A maior parte de crômio total não é disponível, pois se acha presente nos compostos insolúveis (óxidos combinados de ferro e alumínio) ou fortemente fixados pela argila e pela matéria orgânica (Pais e Benton, 1997). O crômio imobiliza-se no solo, o que favorece seu acúmulo (Lima et al., 1998).]

- **Cobalto:**

Na natureza o cobalto ocorre em dois estados de oxidação: Co^{2+} e Co^{3+} (Always, 1990; Pais e Benton, 1997; Kabata-Pendias & Pendias, 1992), sendo possível também a formação de complexos de cobalto. É relativamente móvel em ambientes ácidos, mas devido à alta afinidade pelos óxidos de ferro e manganês e também pela argila mineral, a mobilidade e biodisponibilidade do cobalto na maioria dos solos ricos em matéria orgânica são baixas (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Os óxidos, hidróxidos e carbonatos de cobalto são todos muito insolúveis. Logo, em condições alcalinas, o elemento é imóvel. Em condições ácidas, a dissolução é mais provável de acontecer (Alloway, 1990). Portanto, quelatos orgânicos de cobalto são facilmente móveis e translocados no solo. Embora os solos ricos em matéria orgânica tenham baixo conteúdo de cobalto e baixa disponibilidade, os quelatos orgânicos de cobalto podem estar prontamente disponíveis para as plantas (Alloway, 1990). Não é comum observar-se rochas formadas por cobalto mineral. Em geral, elas são formadas principalmente com Arsênio (As), Enxofre, (S) e Selênio (Se). O cobalto (Co) encontra-se geralmente mascarado em vários minerais de ferro.

Em geral o conteúdo de cobalto no solo é relacionado com o material de origem. A concentração total de cobalto na solução do solo varia na faixa de 0,05 a 300 mg.Kg⁻¹ (Smith e Paterson, 1990). O conteúdo total de cobalto no solo, segundo Pais e Benton, 1997, varia de 1 – 40 mg.kg⁻¹.

- **Ferro:**

O ferro prontamente precipita como óxido e hidróxido, formas que se acredita ser as que ocorrem no solo. Entretanto, se o solo é rico em matéria orgânica, o ferro parece estar principalmente na forma de quelatos (Pais e Benton, 1997). O ferro que está presente nos compostos na forma férrica possui pouca disponibilidade (OMS, 1983). O conteúdo de ferro solúvel nos solos é extremamente baixo (50 µg.L⁻¹) em comparação com o conteúdo total de ferro (38 g.kg⁻¹) (Pais & Benton, 1997). Sob condições anaeróbias o ferro no estado de oxidação +3 (Fe⁺³) é reduzido ao estado de oxidação +2 (Fe⁺²), que é mais solúvel e sob condições ácidas induz a uma possível toxicidade (Pais e Benton, 1997). Lindsay, 1992, (apud Kabata-Pendias & Pendia, 1997), reportou que a mobilidade do ferro nos solos é controlada pela solubilidade do ferro na forma Fe³⁺ e Fe²⁺.

Quando o solo é rico em ferro solúvel, a incorporação pela planta pode produzir efeitos tóxicos, e estes efeitos são mais pronunciados quando o solo é ácido. Altas concentrações de ferro na solução do solo (maior que 50 µg.L⁻¹) são quase sempre relatadas como toxicidade. Os sintomas de toxicidade não são específicos e geralmente diferem entre as espécies e o crescimento das plantas (Allway, 1990).

- **Cádmio:**

O conteúdo de cádmio nos solos está relacionado com a composição da rocha de origem. Devido à sua instabilidade nos compostos orgânicos, o cádmio é encontrado na natureza na sua forma inorgânica, ocorrendo principalmente sob a forma de sal ou sulfeto, freqüentemente associado ao zinco ou ao chumbo. (Page and Benham, 1992, apud Alloway, 1990 e Kabata – Pendias e Pendias, 1997).

Na solução do solo, Cd^{2+} (o mais importante estado de valência do cádmio no meio ambiente) é associado às moléculas de água. Também pode estar presente na solução do solo como íon complexo na associação com outros ligantes (McLaughlin *et al*, 1996).

Sillampara e Jansson, 1992 (*apud* McLaughlin, 1996) analisaram as concentrações de cádmio em cerca de 3500 solos, de 30 países. A concentração média de cádmio nestes solos foi de $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$.

A média do conteúdo de cádmio nos solos está entre $0,06 - 1,1 \text{ mg.kg}^{-1}$. Os histossolos podem conter $0,78 \text{ mg.kg}^{-1}$ de cádmio e os podzólicos, $0,37 \text{ mg.kg}^{-1}$. A média nos diversos solos do mundo está em $0,53 \text{ mg.kg}^{-1}$ de cádmio.

- **Chumbo:**

O chumbo é amplamente distribuído nas rochas e solos. As concentrações mais elevadas são encontradas particularmente nas localidades onde minérios ricos em chumbo foram explorados e a perda foi dispersa em terras usadas para cultivo ou pastagem (OMS, 1998).

Ocorre principalmente como chumbo no estado de oxidação +2 (Pb^{2+}), embora o estado de oxidação +4 também possa ocorrer (Kabata – Pendias e Pendias, 1997). O chumbo é o menos móvel dentre os metais pesados, a baixa concentração de chumbo na solução natural do solo, sustenta esta afirmação (Kabata-Pendias e Pendias, 1997). O chumbo encontra-se associado às argilas minerais, óxido de manganês, de ferro, hidróxido de alumínio e a matéria orgânica. A disponibilidade, solubilidade e a mobilidade do chumbo são influenciadas pelo pH, diminuindo com o aumento do pH do solo. O chumbo pode precipitar como hidróxidos, fosfatos, e carbonatos e pode, também, formar complexos orgânicos que são bastante estáveis. O aumento da acidez, isto é, a diminuição do pH, pode aumentar a solubilidade do chumbo, mas a mobilização é geralmente mais lenta (Kabata - Pendias & Pendias, 1997). Esses mesmos autores mostram concentrações de chumbo na faixa de $100 \text{ a } 500 \text{ mg.kg}^{-1}$ para solos de agricultura.

Segundo Mallavolta, 1980, nos solos agrícolas, o conteúdo de chumbo total, varia entre $2 - 200 \text{ mg.kg}^{-1}$. Para Pais & Benton, 1997, o

conteúdo total de chumbo nos solos varia entre 3 – 189 mg.kg⁻¹, sendo que, o nível natural de chumbo nos solos está entre 10 – 67 mg.kg⁻¹.

1.3 – RESÍDUOS SÓLIDOS

Atualmente a questão dos resíduos sólidos é um dos temas centrais para aqueles que se preocupam com o ambiente, na perspectiva de garantir a existência de gerações futuras (Ferreira, 2000). A norma brasileira NBR – 10004 define resíduos sólidos como: resíduos nos estados sólido e semi-sólido que resultam de atividades da comunidade, de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d' água, ou exijam para isto soluções técnicas economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 1987 a:1). Na mesma norma a periculosidade de um resíduo é definida como a característica apresentada por um resíduo que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, pode apresentar riscos à saúde pública e riscos ao ambiente, quando o resíduo é manuseado ou destinado de forma inadequada (ABNT, 1987 a:2) (Ferreira, 2000).

Tudo aquilo que não tem mais utilidade, pode-se denominar como lixo. Lixo inclui, então, papel, plástico, vidro e resto de comida. O lixo doméstico é produzido nas residências e nos estabelecimentos comerciais, excluídos os serviços de saúde e as indústrias, constituindo, desta forma, uma grande mistura em locais onde a coleta do mesmo não é seletiva. O lixo doméstico pode ser classificado como perigoso por conter, por exemplo, pilhas e baterias, embalagens de tintas, de inseticidas e produtos de limpeza e lâmpadas, entre outros. Estes componentes, mesmo em pequenas quantidades contêm elementos (metais pesados), que em muitos casos são responsáveis por problemas de saúde humana (Ferreira, 2000).

Segundo Lima e colaboradores, 1998, cada habitante de áreas urbanas produz por dia entre 0,7 e 0,9 Kg de lixo, podendo esta produção chegar a 1,2 Kg em alguns centros brasileiros. Acurio, *et al.*, 1997 *apud*

(Ferreira, 2000), também estimaram esta quantidade não só para o Brasil como para a América Latina como um todo. No Brasil, a produção diária de resíduos domiciliares é da ordem de 110 a 130 mil toneladas (Ferreira, 2000). Portanto, o Brasil, com 150 milhões de habitantes, pode-se calcular a gigantesca quantidade de lixo que se produz diariamente. Por exemplo, no Rio de Janeiro, nos dias atuais, são recolhidos $10.105 \text{ t.dia}^{-1}$ de lixo (informações pessoais – Companhia de limpeza Urbana do Rio de Janeiro – COMLURB, 1999).

O aumento da produção de resíduos sólidos afeta diretamente a saúde ambiental e tornou-se, assim, um problema prioritário a ser resolvido nas sociedades atuais. Uma das principais consequências, da produção elevada destes resíduos a ser enfrentada pelas autoridades responsáveis reside na escassez de áreas apropriadas para a disposição destes resíduos. As áreas destinadas para este fim devem apresentar características geológicas e geográficas que, aliadas a instalações adequadas e mecanismos de monitoramento e de controle operacionais, contribuam para minimizar, ou até mesmo eliminar, os riscos de contaminação ambiental (Cravo *et al.*, 1998).

No Brasil, os sistemas para promover a coleta, o transporte e a destinação final do lixo urbano, encontram-se vinculados às administrações municipais. Um dos grandes desafios, dentre os enfrentados pelas prefeituras, refere-se, exatamente, à designação de áreas adequadas para disposição segura destes resíduos sólidos. Estas áreas tornam-se cada vez mais escassas, mais caras, mais distantes dos centros de geração de lixo (Sisino, 1996). Além dos problemas relacionados às áreas de disposição, deve-se ressaltar também a forma utilizada para a disposição final de resíduos sólidos, que na sua maioria são inadequadas (Santos, 1993, *apud* Sisino, 1996), ressaltando que 86,4% dos municípios brasileiros utilizam-se de vazadouros a céu aberto, 1,8% fazem uso de vazadouros em áreas alagadas e apenas 9,6% possuem aterros controlados para disposição final de resíduos sólidos.

Dentre as várias técnicas disponíveis para a disposição final de resíduos sólidos urbanos destacam-se três: aterro sanitário, incineração e compostagem, definidas a seguir:

1. Aterros Sanitários - Trata-se de uma técnica relativamente barata, que pode, se bem empregada, ser via de recuperação de algumas áreas. No entanto, acarreta problemas de poluição das águas subterrâneas. Atualmente,

observa-se uma redução significativa de áreas disponíveis para a implantação de aterros (Mazur, 1981; Queiroz, 2000).

2. A incineração é um método de tratamento de resíduos sólidos baseado na decomposição térmica destes resíduos. A principal vantagem da incineração é a redução do volume do material de origem. Plantas de incineração também requerem espaços reduzidos, se comparadas aos aterros. No entanto, apresenta custos de construção e operação muito mais elevados que os aterros. Envolve, ainda, a liberação de gases e vapor que podem vir a constituir uma fonte de poluição atmosférica (Tsutya, 2000).
3. A compostagem é um processo que envolve a transformação da matéria orgânica, facilmente degradável, por processos biológicos, em um produto, biologicamente estável, homogêneo e pouco agressivo aos organismos do solo e às plantas. Este produto é denominado composto (Grossi, 1993).

As diversas tecnologias disponíveis para tratamento e destinação final de um determinado tipo de resíduo podem, eventualmente, gerar outros resíduos. Assim, antes de se adotar um determinado processo de tratamento, é necessário haver uma avaliação sistemática do impacto global, incluindo os aspectos relacionados ao meio ambiente e saúde, decorrentes de cada um destes processos (Mazur, 1997).

1.4 – COMPOSTAGEM: UMA POSSÍVEL SOLUÇÃO PARA OS RESÍDUOS SÓLIDOS

A compostagem é uma forma de reciclagem da fração orgânica do lixo. Pode ser vista, assim, como uma alternativa possível para a diminuição do volume do lixo urbano a ser aterrado ou sofrer outro tipo de tratamento final (Grossi, 1993).

Tsutya, 2000, define a compostagem como “uma biooxidação aeróbia exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de dióxido de carbono (CO₂), água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável”. Sendo um processo biológico, os fatores mais importantes que influenciam no processo de degradação da matéria orgânica são a aeração, os nutrientes e a umidade.

Segundo Queiroz, 2000, a compostagem prioriza a reciclagem e contribui significativamente para a redução do volume original do lixo, não degrada o ambiente, elimina patógenos e permite a obtenção do composto.

No processo de compostagem, a fração orgânica do lixo é reaproveitada, o volume de lixo é diminuído e o produto final, o composto, pode ser usado na fertilização do solo, reaproveitando-se os nutrientes contidos na fração orgânica do lixo (Cravo *et al.*, 1998). A técnica de compostagem vem-se tornando cada vez mais promissora, já que após a separação da fração reutilizável presente no lixo urbano (metais, plásticos, vidros, etc), que totalizam em média 70% do lixo produzido, a fração restante (30%), é rica em matéria orgânica. Esta fração orgânica, após sofrer processo de compostagem aeróbia, é convertida em composto, que pode ser útil à agricultura, quando utilizado como adubo orgânico (Peixoto *et al.*, 1989). Os demais componentes necessitam de outra forma de tratamento ou disposição. Portanto, a compostagem não é uma forma total de tratamento do lixo, mas somente da sua fração orgânica, apesar de no Brasil haver quem a divulgue como uma forma total de tratamento do lixo (Grossi, 1993).

Segundo Besley e Reed ,1972, e Mantel 1975 (*apud* Mazur, 1981) a técnica de compostagem é uma alternativa relevante para o tratamento de resíduos sólidos. Dentre as inúmeras vantagens, os autores destacam quatro principais, descritas a seguir:

1. A compostagem é um dos poucos métodos de eliminação de resíduos urbanos que possibilita a recuperação da matéria prima.
2. As usinas de compostagem podem receber diversos tipos de resíduos industriais, além de permitirem o aproveitamento de produtos recicláveis.
3. As usinas de compostagem têm custo reduzido de instalação e de manutenção.
4. O composto gerado, produto final deste processo, é um material que tem efeitos físicos, químicos e biológicos no solo.

1.5 – COMPOSTO DE LIXO

O lixo produzido em um determinado local está diretamente relacionado aos hábitos de consumo, às características sociais, econômicas e culturais das populações que habitam as cidades. Assim, o composto de lixo gerado pode apresentar composição variável, dependendo da qualidade do lixo, domiciliar ou comercial, e da quantidade de matéria orgânica putrescível, que pode variar de 20% a 51% do material a secar. A fração orgânica é constituída, principalmente, de celulose, lignina e proteínas, que servirão de substratos para o metabolismo de microorganismos responsáveis pela produção do composto. Assim, sua composição influenciará diretamente a qualidade do composto gerado (Grossi, 1993).

Mazur, 1981, afirma que o conteúdo de nutrientes encontrados em composto de lixo urbano diminui ao longo do processo compostagem. Portanto, os conteúdos de nutrientes e carbono são maiores, quanto mais cru o material do composto. Teoricamente, segundo o autor, após a completa decomposição do lixo urbano, o conteúdo de nutrientes, no composto gerado, seria praticamente zero, tornando-se, o mesmo, húmus estável. No entanto, estas observações diferem das descritas por Chwastowska e Skalmoski, 1997. Estes autores, trabalhando com compostagem de lixo urbano, demonstraram que o composto gerado continua apresentando quantidades elevadas de nutrientes, particularmente matéria orgânica e potássio, mostrados na **tabela 1.1**.

Tabela 1.1 – Constituição percentual de matéria orgânica, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e potássio em % de massa seca do composto de lixo urbano.

Composto	% massa seca
Matéria orgânica	48,3 ± 1,0
Carbono orgânico	23,1 ± 0,5
Nitrogênio	0,9 ± 0,04
Fósforo (P ₂ O ₅)	0,6 ± 0,03
Potássio (K ₂ O)	1,0 ± 0,06

Fonte: Chwastowska e Skalmoski, 1997.

Collier, 1992, em sua pesquisa também mostrou o percentual de alguns nutrientes e de matéria orgânica no composto de lixo proveniente de localidades diferentes. Esses percentuais estão listados na **tabela 1.2**.

Tabela 1.2 – Caracterização de amostras de compostos provenientes de quatro localidades diferentes, utilizando-se como base material com umidade natural e seco a 110 ° C (sem considerar os inertes).

Parâmetros	Vila Leopoldina SP	São Mateus SP	Irajá RJ	São José dos Campos- SP
Umidade	30,7%	52,2%	31,5%	45,7%
Matéria orgânica total	69,6%	43,5%	31,0%	38,4%
Carbono total	29,0%	24,2%	17,2%	21,3%
Carbono orgânico.	22,2%	20,3%	12,0%	17,1%
Nitrogênio total	1,35%	1,03%	2,02%	0,78%
Relação C/N	21:1	27:1	10:1	27:1
pH CaCl₂	7,9	7,5	7,9	7,7
pH água	8,0	7,7	8,1	8,1
P₂O₅ total	0,61%	0,67%	0,72%	0,46%
Cálcio (Ca)	1,28%	1,18%	2,78%	1,48%
Magnésio (Mg)	0,16%	1,28%	0,27%	0,11%
Enxofre (S)	0,19%	0,29%	0,32%	0,17%

Fonte: Collier, 1992.

Diversos estudos sobre a compostagem de lixos e a utilização dos compostos já foram realizados tanto na América do Norte quanto na Europa. Entretanto, os resultados encontrados, segundo Mazzur 1981, não podem ser extrapolados diretamente para regiões diferentes das estudadas por uma razão fundamental. A composição dos resíduos urbanos, principalmente em relação à porcentagem da fração compostável, varia de acordo com os hábitos de consumo e de disposição dos resíduos. Atualmente, no Brasil, a utilização da reciclagem e da compostagem têm sido incentivados como formas de minimizar

o problema referente ao tratamento de resíduos sólidos nos grandes centros urbanos. Ventura e Mezzonato, 1991, analisam a crescente preocupação com a reciclagem e a recuperação de materiais no Brasil, ainda, como uma atividade econômica. No país, a iniciativa para a reciclagem abrange desde pequenas comunidades organizadas até populações como um todo em cidades como Curitiba, onde a conscientização da população se deu através de programas educacionais específicos para a coleta seletiva (Collier, 1992). Cravo e colaboradores, 1998, avaliaram compostos de lixo urbano, (caracterizando suas composições químicas) de sete usinas brasileiras, localizadas em seis capitais estaduais. Destas capitais, três pertencem a estados da região sudeste, um da região sul, um do centro-oeste e um da região norte. Dentre os parâmetros avaliados, destacam-se as concentrações totais de matéria orgânica, de macronutrientes e de micronutrientes e de oito metais (alumínio, bário, cádmio, chumbo, cromo, estrôncio, titânio e vanádio) em compostos de lixo urbano de algumas capitais brasileiras (tabelas 1.3, 1.4 e 1.5). As diferenças observadas entre as médias, para os vários parâmetros analisados, eram esperadas já que, como destacado por Mazur, 1997, não só os processos de compostagem utilizados nas usinas são diferentes, mas a diversidade das matérias primas utilizadas na geração dos compostos também é significativa.

Tabela 1.3 - Concentração de matéria orgânica (MO) e macronutrientes (g.kg⁻¹) em compostos de lixo urbano de seis capitais brasileiras.

Local	M.O	C	N	P	K	Ca	Mg
Belo horizonte	316,6	184,1	12,3	3,0	10,9	27,1	3,8
Brasília (cn)	473,6	275,3	13,0	1,8	4,6	18,3	2,3
Brasília (cs)	179,4	104,3	12,2	3,8	6,7	26,1	3,6
Rio de Janeiro	225,3	131,0	14,5	4,2	10,1	36,1	4,7
Florianópolis	160,3	93,2	13,4	2,2	9,7	20,1	3,4
São Paulo	331,1	192,5	12,63	2,2	10,6	27,6	3,5
Manaus	210,5	122,4	7,7	2,4	3,3	20,5	2,2
Média	271,0	157,6	12,3	2,8	7,9	25,1	3,4

Fonte: Collier, 1992.

Cs: coleta seletiva.

cn: coleta não seletiva.

Tabela 1. 4 - Concentração total de micronutrientes (mg.Kg⁻¹) em compostos de lixo urbano de seis capitais brasileiras

Local	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn	Co	Ni
Belo horizonte	0,0	177	19323	239	19	279	8,2	25
Brasília (cn)	0,0	130	15280	153	16	197	7,1	19
Brasília (cs)	7,0	45	52145	399	37	195	21,0	24
Rio de Janeiro	0,0	815	24912	354	31	1006	13,0	91
Florianópolis	0,0	46	13452	535	16	111	7,8	11
São Paulo	0,0	180	12782	217	18	163	8,5	26
Manaus	0,0	208	25382	231	15	430	10,0	27
Média	1,0	229	23325	304	22	340	10,8	32

Fonte: Collier, 1992.

cs: coleta seletiva

cn: coleta não seletiva

Tabela 1.5 – Teores totais de oito metais: alumínio, bário, cádmio, chumbo, cromo, estrôncio, titânio e vanádio (mg.kg⁻¹) em compostos de lixo urbano de seis capitais brasileiras.

Local	Al	Ba	Cd	Pb	Cr	Sr	Ti	V
Belo horizonte	18675	234,7	2,0	238,3	94,1	128,8	1382,3	53,0
Brasília (cn)	14590	139,7	2,5	146,0	65,7	77,0	1714,7	68,0
Brasília (cs)	35765	117,7	2,0	169,3	167,5	96,8	5376,3	317,3
Rio de Janeiro	26869	437,3	5,0	599,3	125,5	169,3	2455,0	83,0
Florianópolis	20328	155,7	1,0	92,3	29,4	111,2	912,7	51,3
São Paulo	17775	290,0	5,3	217,7	65,9	117,7	1487,0	41,3
Manaus	11337	84,7	2,0	209,3	80,8	59,9	1653,0	118,0
Média	20763	208,53	2,8	238,9	89,8	108,8	2140,1	104,6

Fonte: Collier, 1992. cs: coleta seletiva cn: coleta não seletiva

1.6 - QUALIDADE DO COMPOSTO E A IMPORTÂNCIA DA COLETA SELETIVA

A qualidade do composto está relacionada a uma boa decomposição da matéria orgânica e à retirada de materiais não degradáveis ou pouco degradáveis, tais como: metal, vidro e inertes (Collier, 1992; Grossi, 1993).

No Rio de Janeiro, por exemplo, a coleta de lixo domiciliar não é seletiva, o que diminui a qualidade do composto gerado no processo de compostagem. O problema principal nesta prática é a presença de metais pesados. Logo, a seleção prévia do lixo a ser usado no processo de compostagem, ao eliminar fragmentos de vidro e objetos metálicos, levaria a um material de partida mais homogêneo diminuindo a contaminação por metais pesados (Lima, *et al.*, 1998).

Uma simples separação do lixo em frações grosseira e fina já reduziria os níveis de metais pesados, em compostos tratados, à metade do valor observado em compostos obtidos a partir de material sem nenhuma

preparação prévia. A retirada de materiais inertes, tais como, plásticos e vidros, chega a reduzir a 1/3 a contaminação de metais pesados (Oosthoek e Smit, 1987).

Após a compostagem do lixo, o composto obtido pode ser avaliado de acordo com o seu grau de maturação. O grau de maturação do composto pode ser avaliado por várias técnicas; no entanto, o método mais utilizado baseia-se na medida da temperatura durante o aquecimento do próprio material. A temperatura atingida, durante este aquecimento, é avaliada utilizando-se o Teste de Dewar. Neste teste correlaciona-se o grau de maturação do composto com a temperatura a valores pré-estabelecidos, em uma tabela. A Legislação Alemã adota como norma este procedimento para determinação do grau de maturação do composto. A Legislação Brasileira, não faz menção quanto aos critérios que indicam grau de maturação de composto (Grossi, 1993).

Segundo Chanyasak e colaboradores, 1991, o composto a ser aplicado ao solo deve estar suficientemente maduro, caso contrário, poderá causar danos severos às plantas e redução do seu crescimento. Portanto é fundamental o conhecimento dos parâmetros que caracterizam o grau de maturação do material. (Poincelot, 1975; Harara *et al.*, 1981 *apud* Peixoto *et al.*, 1989).

Outro parâmetro, adotado como indicativo da qualidade do composto, é a relação carbono: nitrogênio (C: N) da matéria prima (lixo) utilizada no processo de compostagem. Essa relação carbono: nitrogênio tem um papel importante no metabolismo dos microorganismos envolvidos na decomposição da matéria orgânica para a geração do composto. A relação considerada ideal é de 30 - 40:1. Se a relação C/N for superior a esta, diminui a atividade biológica devido à deficiência de nitrogênio, e se a relação for inferior, diminui o teor de nitrogênio do material húmico através da perda de nitrogênio em relação à liberação de amônia (Grossi, 1993).

1.7 - COMPOSTO DE LIXO E SUA UTILIZAÇÃO AGRÍCOLA

A prática da utilização do composto de resíduos urbanos nas últimas décadas foi impulsionada devido à elevação do preço dos fertilizantes

tradicionalmente utilizados. Além disso, o aumento da participação dos compostos oriundos de lixo urbano no mercado agrícola deve-se também aos altos teores de matéria orgânica encontrados nestes compostos. Quando o composto de lixo é aplicado ao solo, este sofre uma série de transformações que vão desde um processo de decomposição, com liberação ou imobilização de elementos nutrientes às plantas, até uma alteração na estrutura química e do arranjo molecular dos componentes da matéria orgânica (Mazur, 1981; Grossi, 1993).

A utilização do composto orgânico de lixo apresenta, ainda, vantagens como o aumento do rendimento e a melhoria da estrutura do solo e a redução da ocorrência de pragas (Lima *et al.*, 1998). Estas e outras vantagens relacionadas ao uso do composto orgânico de lixo podem ser abordadas sob três aspectos: físico, químico e biológico. O aspecto físico está relacionado com a estrutura do solo. O composto entre outras funções diminui a densidade aparente do solo, melhorando a aeração e a retenção de água, evitando assim a erosão. O aspecto químico refere-se à presença de nutrientes que, apesar de não serem encontrados em concentrações elevadas, estão presentes no composto. O biológico está relacionado à presença de microorganismos.

Horlensline e Rothwell, 1968, (*apud* Chu and Wrong, 1987), demonstraram que o valor do adubo de lixo é similar ao fertilizante inorgânico. Estes demonstraram, ainda, que o composto de lixo aplicado pode produzir melhor colheita que o adubo de lodo e fertilizantes à base de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) (Tietjen, 1964 e Terman e colaboradores, 1973, (*apud* Chu and Wong, 1987). Entretanto, sugerem que haja uma complementação dos nutrientes, com fertilizantes químicos nos solos tratados com composto de lixo).

Vlamiš e Williams, 1972, trabalhando com lodo e composto de lixo, confirmaram o aumento da produção de tomate, alface e cevada com uso de tais fontes de matéria orgânica.

Epstein e colaboradores, 1976, estudando composto de lodo de esgoto, trabalharam com doses até 220 t/ha em solos de textura média, onde observaram melhorias na capacidade de retenção de água e na capacidade de campo do solo estudado.

Webber, 1978, trabalhando na região dos Grandes Lagos – EUA, empregou o composto de lixo, durante dois anos, intercalados, com dose de

340 t/ha do material “cru” e triturado. Após seis anos de estudos, ele observou a redução da densidade aparente do solo e também, uma elevação do teor de umidade do solo.

Mazur, 1981, estudando o efeito do composto de resíduo urbano da Companhia de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro (COMLURB) na disponibilidade de fósforo assimilável, observou uma elevação nos níveis de fósforo assimilável em todas as parcelas.

Guerra e Almeida, 1983, comprovaram a viabilidade do uso do composto de resíduo urbano como corretivo através da elevação de pH em solos cultivados com milho.

Fernandes e colaboradores, 1987, empregaram composto de resíduo urbano durante anos em parcelas experimentais que totalizaram 15 t/ha e 40 t/ha de composto e observaram alterações significativas na densidade aparente e na condutividade hidráulica na camada superficial do solo.

Fortes Neto e colaboradores, 1996, analisando o efeito da aplicação de doses crescentes de composto de lixo (30, 60, 90 e 120 t/ha) no solo e em algumas culturas olerícolas, concluíram que todos os parâmetros químicos do solo avaliados foram influenciados pelas aplicações das doses do composto. Os valores de pH e os teores de matéria orgânica do solo aumentaram com a elevação das doses do composto. Como consequência, houve uma redução de 45% na acidez potencial

($H^+ + Al^{3+}$) e aumento da ordem de 115% e 40%, respectivamente, nos valores da soma de bases e capacidade de troca catiônica (CTC) do solo. A adição do composto proporcionou aumentos significativos nos teores de fósforo e cálcio.

No Estado do Rio de Janeiro, Brasil, a região de Magé é a principal região de destino do composto de lixo urbano para fins agrícolas. As hortaliças em que mais se emprega o Fertilurb (composto de lixo produzido pela COMLURB) são: abóbora menina, jiló, pimentão, berinjela, inhame e batata doce. Outras culturas que, em cujo solo para plantio também tem sido empregado o composto de lixo urbano, incluem: mandioca, café, banana, abacaxi e maracujá (Collier, 1992).

Apesar dos inúmeros benefícios da utilização do composto orgânico gerado no processo da compostagem do lixo na agricultura, deve-se monitorar

a presença de elementos, como metais tóxicos, contidos no lixo a ser utilizado como matéria prima, já que estes podem passar para o composto, deste para o solo e, subseqüentemente, para os vegetais ali cultivados. Desta forma, estes metais tóxicos, como descrito na seção 1.3 do presente trabalho, poderiam atingir a cadeia alimentar e representar um risco à saúde da população consumidora destes alimentos (Lima *et al.*, 1998).

1.8 – CONCENTRAÇÃO DE METAIS TOXICOS NO COMPOSTO DE LIXO, E CONSEQÜENTEMENTE NO SOLO.

Os metais tóxicos que podem estar presentes com outros contaminantes inertes no composto gerado a partir do lixo não são degradados. Ao contrário, são concentrados durante o processo de compostagem (Claussen, 1990). No Brasil, ainda são bastante escassas as informações sobre a absorção e translocação de metais tóxicos provenientes de compostos orgânicos de resíduos urbanos no que diz respeito à relação solo – planta.

A presença de metais tóxicos no lixo, no Brasil, assim como a contribuição das diversas classes de componentes do lixo para o teor final de metais no composto gerado foi estudada por Rouseaux e colaboradores (*apud* Filho, 1991). Segundo os autores os plásticos representam a principal fonte de cádmio (67% a 77%). O chumbo e o cobre se manifestam em quantidades importantes nos metais ferrosos (29% a 50% de chumbo e 14% a 50% de cobre). O couro contribui com 35% do crômio e a borracha com 32% a 37% do zinco. O papel aparece como notável fonte de chumbo (10% a 14%).

Murillo e colaboradores, 1989, utilizaram composto de lixo para a adubação de áreas destinadas à agricultura, e avaliaram a contaminação do solo e dos vegetais cultivados, por metais tóxicos. Nestes estudos, foram empregadas doses de 200 t/ha ao total de quatro anos com trevo, 300 t/ha por três anos no azevém e 400 t/ha por seis anos no tomate e berinjela. Houve uma elevação significativa dos teores de zinco, cobre e sódio nas plantas. O teor de cobre chegou a 25 mg.kg⁻¹ tornando-se tóxico no azevém para alimentação animal. Os teores de sódio no trevo ultrapassaram 400 % em relação à

testemunha. O teor de manganês no tomate e berinjela decresceu com a acumulação do composto.

Costa, 1997, estudou o efeito do aumento de zinco, cobre e cádmio em cenoura, após a aplicação de doses crescentes de composto no solo (0; 30; 60; e 90 t.há). Ele verificou que os teores desses elementos aumentaram na matéria seca dos vegetais, todavia apenas o cobre atingiu o teor considerado fitotóxico na máxima dose aplicada.

Parchen, 1998 e Moraes, 1990, (*apud* Costa *et al.*, 1994), detectaram baixos teores (estão entre os níveis normais dos solos agrícolas não contaminados que variam de 2 a 200 mg.kg⁻¹, de metais tóxicos (crômio, cádmio, chumbo e níquel) encontrados nas plantas, mesmo com a aplicação de altas quantidades de composto (Mello *et al.*, 1993). Este fato pode estar relacionado aos efeitos benéficos da adição do composto ao solo, como a elevação da Capacidade de Troca Catiônica (CTC), do pH, e também do próprio aporte de material orgânico, tal como a formação de quelatos com estes metais.

Selbach e colaboradores, 1995, relacionaram a adubação com doses crescentes de composto de lixo como mostra a **tabela 1. 6**.

Tabela 1.6 - Teores médios de metais tóxicos, níquel, chumbo, crômio e cádmio (mg.Kg⁻¹) no solo, em função da adição de doses crescentes de composto de lixo urbano (média de quatro repetições).

Tratamentos	Ni	Pb	Cr	Cd
Testemunha	10,5	22,0	13,3	<1
Fertilizante Natural	9,8	19,8	15,8	<1
20 t.ha ⁻¹ (total acumulado de 100 t.ha ⁻¹)	11,8	27,3	15,5	<1
40 t.ha ⁻¹ (total acumulado de 200 t.ha ⁻¹)	13,3	32,5	14,3	<1
80 t.ha ⁻¹ (total acumulado de 400 t.ha ⁻¹)	12,5	31,8	16,0	<1
160 t.ha ⁻¹ (total acumulado de 800 t.ha ⁻¹)	18,3	51,5	15,5	<1

Fonte: Selbach e colaboradores, 1995.

Os autores concluíram que os teores de cádmio em solo adubado, e crômio foram semelhantes aos da testemunha, nas diferentes doses do composto. No entanto, chumbo e níquel mostram teores significativamente superiores ao solo testemunha apenas na maior dosagem (total acumulado de 800 t/ha). Os autores concluíram ainda que a concentração de 51,5 mg.Kg⁻¹ de chumbo encontra-se entre os níveis normais dos solos agrícolas não contaminados, 2 a 200 mg.Kg⁻¹ (Mello *et al.*, 1983, *apud* Selbach *et al.*, 1995).

Chwastowska e Skalmoski, 1996, estudando a especiação dos metais pesados em composto de lixo urbano, citam, que em alguns países existem padrões permitidos em composto de lixo urbano, estes são apresentados na **tabela 1.7**.

Tabela 1.7 - Conteúdo admissível em alguns países, de metais tóxicos em composto de lixo (mg.Kg⁻¹) de massa seca.

País	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Hg	Zn	Co
Polônia								
Classe1	5	300	300	100	350	5	1500	nd
Classe2	15	500	600	200	500	10	2500	nd
Classe3	25	800	800	200	800	10	2500	nd
Suíça	3	150	50	50	150	300	500	25
Itália	10	500	600	200	500	10	2500	nd
Bélgica Agricultura	5	150	100	50	600	2	900	10
Austria	4	150	400	100	500	4	1000	nd
Alemanha RAL	2	100	100	50	150	1.5	400	nd
França	8	nd	nd	200	800	nd	nd	nd
Espanha	40	750	1750	400	1200	25	4000	nd

Fonte: Chwastowska & Skalmoski, 1996.

nd - não disponível.

Os metais tóxicos no composto de lixo urbano podem existir sob várias formas, que determinam sua biodisponibilidade, toxicidade e transporte para o meio ambiente. Por consequência o estudo da especiação dos metais tóxicos (que não é o caso desta pesquisa), seria um critério de avaliação mais importante.

No entanto, na maioria dos países desenvolvidos os limites da concentração de metais tóxicos são fixados em função do conteúdo total de elementos-traço nos solos. Como estes limites são estabelecidos por leis, é muito mais simples estabelecê-los em termos de conteúdo total, do que em função de alguma fração biodisponível ou estável. Embora se tenha conhecimento de que estas frações possam ser mais importantes, a justificativa é que a forma química na qual os metais tóxicos se apresentam no solo pode mudar com o tempo, sendo assim, melhor usar teor total do metal (Oliveira, 1998).

Como se pode observar os metais tóxicos podem entrar na cadeia alimentar através do transporte em solo contaminado, inclusive pela adubação com composto orgânico de lixo. No entanto Berton, 1997, afirma que esta problemática não restringe o uso agrícola do composto de lixo, se usado adequadamente. O composto orgânico deve continuar a ser usado em função dos seus benefícios e da redução do problema do lixo urbano. O uso indiscriminado do composto de lixo, na tentativa de melhorar as propriedades do solo pode acarretar alguns problemas de contaminação do solo e da planta com de metais tóxicos, tais como: cádmio, zinco, chumbo, entre outros. Os metais tóxicos em contato com o solo podem se acumular e persistir por longos períodos de tempo (Alloway, 1990; Mazur, 1981).

O aperfeiçoamento das técnicas de compostagem tende a minimizar estes e outros problemas, porém não podemos deixar de ressaltar os benefícios que o composto traz ao solo, em relação a outros métodos de adubação. O aumento do rendimento, a melhoria da estrutura e da atividade do solo, agindo como corretivo orgânico, principalmente no solo arenoso que é pobre em matéria orgânica, são benefícios da utilização do composto. No entanto, é recomendável que seja produzido a partir de resíduos orgânicos obtidos por coleta seletiva do lixo (Lima, 1998). o composto orgânico preparado adequadamente pode melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

Pela revisão dos trabalhos de pesquisa com composto de lixo aplicados na agricultura realizados no Brasil e com suporte na literatura internacional sobre o assunto pode-se concluir que:

- Composto de lixo altera as propriedades físicas e químicas do solo, melhorando sua densidade, sua porosidade e sua capacidade de retenção de água, propriedades estas que direcionam o solo para melhor desempenho das plantas.
- Composto de lixo contém em sua constituição teores elevados de matéria orgânica e pôr isso promovem crescimento dos organismos do solo.
- Composto de lixo é um resíduo que aplicado ao solo, melhora seu nível de fertilidade, elevando pH, diminuindo o teor de Al trocável, aumentando a capacidade de troca catiônica (CTC) e a capacidade de fornecer nutrientes às plantas.
- Composto de lixo encerra em sua composição, todos os nutrientes e elementos benéficos necessários para o desenvolvimento e cultura das plantas.
- Composto de lixo é um resíduo orgânico que encerra na sua composição os mesmos constituintes de outros resíduos orgânicos (matéria orgânica e outros nutrientes da planta), alguns dos quais já consagrados como fertilizantes orgânicos.

Os componentes antinutricionais presentes no composto de lixo, caso dos metais tóxicos, também ocorrem em outros fertilizantes e corretivos do solo. Apesar disso, nos trabalhos de pesquisa até então realizados em condições de solos brasileiros, não há informação contra o uso de composto de lixo em agricultura. Sendo assim não há dúvidas de que, ministrado de maneira adequada, o composto de lixo se trata de um excelente fertilizante orgânico.

Desta forma, este trabalho pretende contribuir para esclarecimentos em relação à presença de metais tóxicos, tanto no composto de lixo orgânico como no solo adubado com este e apresentar os resultados dos metais tóxicos encontrados nos legumes (cenoura, couve-flor, milho verde e rabanete) que neste solo foram cultivados. Este estudo foi desenvolvido por acreditar que o composto de lixo pode ser um bom produto para aplicação no solo, desde que produzido adequadamente respeitando todas as etapas de produção.

Portanto os objetivos específicos deste trabalho foram:

- 1- Determinar a concentração dos metais tóxicos (Cu, Fe, Mn, Al, Cd, Pb, Co, Ni, e Co) no composto de lixo produzido pela Companhia de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro e no solo antes e depois da adubação.

2- Estudar e avaliar o comportamento desses metais nas quatro camadas de solo após adições crescentes do composto de lixo.

Como objetivo final, comparar este estudo com a concentração destes mesmos metais obtidos nas 4 (quatro) culturas.

Através da interpretação dos resultados obtidos das análises do composto de lixo e do solo (Centro de Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana – CESTH), aliados aos obtidos das culturas olerícolas (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA) possa-se indicar parâmetros que auxiliem a definir a elaboração de diretrizes relativas à utilização adequada do composto de lixo para adubação do solo, evitando a contaminação das culturas.

2 – MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 – LOCAL DO EXPERIMENTO E TIPO DE SOLO

O experimento foi conduzido no Município de Nova Friburgo por se tratar de uma das principais áreas olerícolas do Estado do Rio de Janeiro, onde a aplicação de composto orgânico é prática comum. A área experimental situa – se na Estação local da PESAGRO – RIO. O solo selecionado foi um Cambissolo e não houve a necessidade de adicionar fertilizante mineral. Esse tipo de solo apresenta elevada fertilidade na superfície, o que além de representar o tipo de manejo regional, também permite, do ponto de vista experimental, que a investigação da possível contaminação por metais pesados ocorra nas condições de solo mais próximas do ideal de absorção da maioria dos alimentos pelas plantas (Malavolta, 1980; Alloway, 1990).

2.2 - DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O experimento foi montado no campo, com base no delineamento de blocos ao acaso, em que os tratamentos foram feitos com doses crescentes de composto de lixo aplicadas antes de cada plantio, onde cada tratamento correspondeu a uma dose aplicada do composto de lixo de 0,0 (T1); 12,5 (T2); 25,0 (T3); 50,0 (T4) e 100,0 t.ha⁻¹ (T5) na base úmida, por parcela. Foram realizados quatro plantios consecutivos. No período de 24/11/95 a 02/04/96 foi conduzido a cultura da cenoura (Cultivar Brasília). No período de 23/05/96 a 18/9/96 foi implantada a cultura da couve flor (cultivar Teresópolis Gigante). No período de 10/12/96 a 10/04/97 foi implantada a cultura de milho doce (Híbrido 302 da Agrocere). No período de 20/8/97 a 21/10/97 foi implantado o último cultivo, rabanete (Redondo Vermelho Precoces). As doses aplicadas em função do plantio sucessivo das quatro culturas olerícolas totalizaram, então: 0; 50; 100; 200 e 400 t.ha⁻¹.

2.3 – AMOSTRAGEM E COLETA DAS AMOSTRAS

As amostras de solo depois da aplicação do composto foram coletadas com trado em quatro profundidades; 0 – 5; 5 – 10; 10 – 20; 20 – 40 cm, acondicionadas em sacos plásticos e transportadas para o Laboratório de solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) no Rio de Janeiro, onde foram secas ao ar em ambiente livre de poeira, estocadas à temperatura ambiente.

A determinação da concentração total dos metais em estudo foi realizada ao fim do quarto plantio. De cada tratamento (T1 a T5) foram coletadas cinco amostras para cada profundidade (4 profundidades), totalizando 80 amostras. Como a determinação dos metais tóxicos para cada amostra foi feita em triplicata, foram realizados 240 resultados.

Também foram analisados o solo antes da aplicação do composto e os compostos de lixo adicionados antes de cada plantio, em triplicata, totalizando 18 resultados.

2.4- MATERIAL UTILIZADO

2.4.1- Reagentes e Soluções

- Ácido Clorídrico – P.A. (Merck).
- Ácido Nítrico – P.A. (Merck).
- Água régia ($1\text{HNO}_3:3\text{HCl}$). v/v
- Água deionizada – ultrapura.

2.4.2 – Equipamentos e Condições Experimentais

- Purificador de água específico – NANO, com resistividade em torno de 18 M/cm.
- A digestão das amostras foi realizada em forno de microondas, marca MILESTONE - (Microwave Laboratory Systems), equipado com carrossel composto de 10 tubos, o qual permite que de uma só vez sejam digeridos 10 amostras.

- O aparelho utilizado para leitura das amostras foi um Espectrômetro de emissão atômica acoplado com plasma induzido (ICP-EAS), marca Perkin Elmer.
- Balança Analítica, com precisão de mg, marca METHRON.

2.4.3 – Vidraria

Toda vidraria utilizada foi previamente imersa em solução de ácido nítrico PA diluído com água na proporção de 1:1 durante 24 horas para garantir uma total descontaminação, com posterior lavagem em água ultrapura para retirar o excesso do ácido. O banho em ácido nítrico (HNO₃) é de uso comum em materiais que necessitam de uma lavagem eficiente, garantindo assim uma completa descontaminação. Para a preparação e digestão das amostras de solo e do composto de lixo, foram utilizadas as seguintes vidrarias:

- Pipetas Pasteur e volumétrica.
- Pipeta automática tipo PROMPIPET.
- Becheres (100 e 50 mL).
- Tubos graduados.
- Kit de filtração a vácuo (funil, kitazato, pinça), com filtro Millipor, com diâmetro de 0,45 µm.

2.5 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

2.5.1 – Pesagem das amostras

Pesou-se cerca de 0,200 g $\pm$ 0,1 mg de amostra, em balança analítica, diretamente nos tubos de teflon que foram acoplados a um carrossel, um dos componentes do forno de microondas.

2.5.2 - Extração – digestão ácida

O estudo de contaminação de metais tóxicos pode ser realizado através de métodos que incluem técnica de extração simples e sequencial. A técnica de

extração simples consiste no uso de um reagente ou um conjunto de reagentes para extrair de uma só vez os metais ligados a uma ou mais formas existentes no solo de maneira a se buscar, por exemplo, a correlação com a biodisponibilidade para as plantas.

A extração escolhida para esta pesquisa, isto é, a digestão ácida das amostras de solo e do composto de lixo, foi realizada utilizando-se de água régia de acordo com o proposto por Saldanha, 1996. Outros trabalhos, tais como, Silva. *et al.*, 1999; Haneklaus *et al.*, e Dias-Barrientos *et al.*, 1991, também utilizaram digestão com água régia em suas pesquisas, apesar de existirem outros extratores ácidos como o ácido fluorídrico, (HF), ácido perclórico (HClO₄), ácido sulfúrico (H₂SO₄) e ácido nítrico (HNO₃) mais eficientes (Saldanha, 1996). A digestão com água régia vem sendo utilizada há muito tempo e apesar de ser chamada de “pseudo digestão”, por não ser total (ou completa), não fornece os teores totais de metais pesados em uma amostra de solos ou sedimento, a literatura mostra que, geralmente o extraído é o máximo disponível para a planta (Saldanha, 1996; Dias-Barrientos, *et al.*, 1991).

Às amostras de solo ou composto foram adicionados 12 ml de água régia (1HNO₃:3HCl v/v), com auxílio de uma pipeta automática, diretamente no tubo de teflon, para que fosse aproveitada toda energia da reação. Os tubos foram fechados e conectados ao carrossel adequadamente dentro do forno de microondas. As amostras foram submetidas à digestão de acordo com o programa de aquecimento descrito na **tabela 2-1**.

Tabela 2-1 – Programa de aquecimento aplicado ao forno de microondas para a digestão das amostras.

ETAPAS	TEMPO (min)	POTÊNCIA APLICADA (W)
1	05:00	150
2	02:00	0
3	05:00	250
4	10:00	350
5	10:00	400
6	10:00	0

FONTE: Manual do próprio aparelho, 1996.

Após a digestão, as amostras permaneceram no carrossel por cerca de 1 hora para total despressurização certificando-se assim que a temperatura estava próxima à do ambiente e só então, abriram-se os tubos. Estas foram filtradas através do sistema Milipore de filtração à vácuo, para um tubo de polietileno, graduado, lavando-se o filtrado várias vezes com água ultrapura, completando-se o volume até 50 ml.

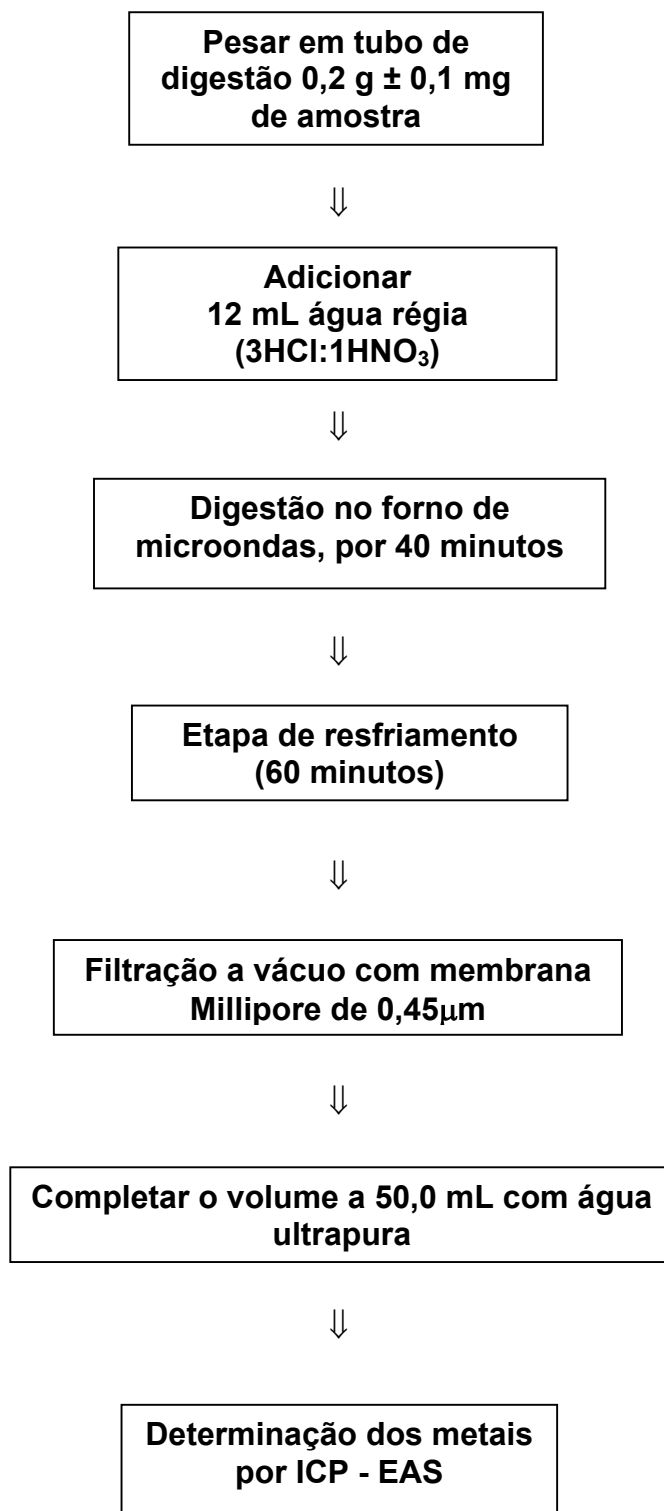
As amostras então foram analisadas em aparelho de ICP-EAS no laboratório da Embrapa solos, utilizando-se a técnica de análise multielementar dos elementos listados na **tabela 2-2**.

Tabela 2-2 – Relação dos elementos analisados Cromio, Cádmio, Manganês, Chumbo, Ferro, Níquel, Alumínio, Cobre, Cobalto e as respectivas linhas analíticas adotadas.

Elementos	Linhas analíticas (nm)
Cr	205,5
Cd	214,2
Mn	297,6
Pb	248,4
Fe	238,2
Ni	232,0
Al	309,3
Cu	324,7
Co	228,6

FONTE: manual do ICP-EAS – Perkin Elmer .

2.6 - Esquema do procedimento da extração das amostras



2.7 – ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise estatística dos resultados foi realizada para cada profundidade onde para se estudar o efeito da variável composto de lixo nas análises químicas do solo, foi utilizada a análise de variância baseando-se no tipo de delineamento descrito na seção 2.2.

O processamento dos dados e a análise estatística, bem como os gráficos foram elaborados com auxílio de um computador e com o uso do “Statistical Analysis System” (SAS).

Nos gráficos de 1 a 9 (anexo), correspondente as figuras 1, 2 e 3 é mostrado o comportamento de cada metal ao final do quarto plantio, após a adição dos diferentes níveis de composto de lixo (0,0 (T1), 50,0 (T2), 100,0 (T3), 200,0 (T4) e 400,0 (T5) t.ha⁻¹) nas diferentes profundidades (0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm).

Levando-se em consideração que os tratamentos são os diversos níveis de composto de lixo, foi verificado para cada elemento o efeito linear, o quadrático e a falta de ajustamento, desmembrando-se assim o grau de liberdade do tratamento. Se os efeitos linear e/ou quadrático e a falta de ajustamento foram significativos, ajustou-se o modelo de regressão adequado.

3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 – QUALIDADE DO COMPOSTO

Na **tabela 3.1**, estão apresentados os resultados de pH e dos teores médios de metais tóxicos do composto de lixo (média de 3 leituras – n=3), utilizado no experimento em questão (4 culturas) e foi elaborada com finalidade de caracterizar o material em relação a Legislações Estrangeiras e a trabalhos de autores brasileiros com composto de lixo.

Tabela 3.1 – Valores de pH e resultados médios (mg.kg^{-1}), da concentração de metais no composto de lixo utilizado no experimento.

COMPOSTO	pH	Cr	Mn	Fe $\times 10^3$	Co	Ni	Cu	Al $\times 10^3$	Cd	Pb
Lixo – 1º plantio (cenoura)	7,7	64,1	240,2	12,6	2,0	28,8	384,4	15,4	2,0	189,0
CV (%)		8,6	9,5	6,5	2,7	2,7	9,9	1,3	8,2	3,7
Lixo – 2º plantio (couve-flor)	7,7	56,2	198,2	9,3	1,6	17,1	170,5	11,4	1,4	151,0
CV (%)		5,1	5,1	9,5	1,5	5,7	7,6	6,4	3,2	3,7
Lixo – 3º plantio (milho verde)	7,8	54,0	203,0	9,6	1,8	29,1	248,0	14,5	1,5	153,0
CV (%)		1,2	0,7	7,8	3,8	3,2	4,6	4,2	6,7	7,0
Lixo – 4º plantio (rabanete)	7,7	41,0	336,2	21,6	2,5	20,3	119,8	11,5	1,7	84,0
CV (%)		8,4	4,0	7,5	4,0	7,6	8,5	4,4	2,3	9,3

Resultado médio de três réplicas de amostra (composto de lixo).

Como ainda não existe uma Legislação nacional que estabeleça os teores máximos de metais tóxicos permitidos em composto de lixo para uso agrícola, as concentrações encontradas no composto de lixo utilizado nesse experimento foram comparadas com os valores máximos limites estabelecidos por normas estrangeiras (Gross, 1993; Tsutya, 2000 – **tabela 1 do anexo**) por algumas pesquisas de autores brasileiros (Selbach *et al*, 1995; Costa *et al*, 1997; Cravo *et al*, 1998; Fortes Neto *et al*, 1996, Collier, 1992 – **tabela 2 do anexo**).

Na **tabela 1 do anexo** são apresentados os valores máximos permitidos para metais tóxicos em alguns países. São apresentados também, os valores indicados pela norma RAL (“Richtlinien der Bundes-Gutegemeinschaft Kompost” - norma dos produtores de composto). Estes valores foram adotados pelos produtores de composto da Alemanha como forma de certificado do produto comercializado (Grossi, 1993). O mesmo quadro ainda contém a concentração máxima permitida pela Norma Norte Americana, U.S. EPA 40 CFR Part 503 (uso agrícola) para alguns metais tóxicos (Tsutya, 2000) e que é também adotado pela legislação do Estado de São Paulo (Straus, 2000).

Na **tabela 2 do anexo** estão listados os teores de metais tóxicos em diferentes trabalhos publicados no Brasil. Os resultados indicam uma grande variação nos diferentes compostos de lixo analisados o que provavelmente decorre dos métodos de preparo e do material de partida para obtenção dos mesmos.

Na **tabela 3 do anexo**, é apresentada uma classificação de qualidade do composto de lixo produzido a partir de diferentes matérias primas, de acordo com as leis estipuladas por países europeus (Genevini, *et al.*, 1997 *apud* Kiehl, 1998). As classes dos compostos são definidas como: *qualidade muito alta*, composto produzido com matéria orgânica biogênica, um composto muito puro para usos especiais; *composto de qualidade alta*, produzido a partir do lixo domiciliar, lodo de esgoto ou outros resíduos não contaminados; *composto de qualidade com presença de contaminantes*, preparado a partir de lixo domiciliar não selecionado, lodo de esgoto urbano ou industrial contaminados; *composto de baixa qualidade*, contaminado com metais tóxicos.

O composto de lixo utilizado no experimento pode ser enquadrado, segundo a classificação apresentada na **tabela 2** do anexo como *composto de alta qualidade* a exceção é para o cobre e chumbo que classificaria o composto na classe de *presença de contaminantes*.

Comparando os valores encontrados no composto de lixo utilizado no experimento, nos 4 (quatro) plantios (**tabela 3.1**) com os resultados mostrados por trabalhos brasileiros (**tabela 2 do anexo**) e com os limites estabelecidos por alguns países estrangeiros (**tabela 1 do anexo**), de uma maneira geral, os teores de metais tóxicos são compatíveis e estão dentro dos limites. Além do mais, se tomarmos como base para o Brasil, os limites estabelecidos para metais tóxicos pelo estado de São Paulo (o mesmo da USEPA), o composto de lixo utilizado no experimento (4 culturas) também se apresenta dentro dos limites críticos, o que não restringe o seu uso na agricultura.

3.2 – CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO UTILIZADO ANTES DA APLICAÇÃO DO COMPOSTO DE LIXO.

Os valores apresentados na **tabela 3.2** representam as concentrações de metais tóxicos e pH do solo (Cambissolo) utilizado no experimento antes da aplicação do composto.

Tabela 3.2 –Valores de pH e concentrações médias de metais tóxicos (mg.kg⁻¹), para o solo utilizado no experimento (Cambissolo), antes da aplicação do composto.

Camada (cm)	PH	Cr	Mn	Fe (x10 ³)	Co	Ni	Cu	Al (x10 ³)	Cd	Pb
0 – 5	6,0	23,5	401,0	40,7	18,3	20,3	17,8	98,7	2,4	23,9
CV (%)		1,9	3,8	1,4	1,9	4,4	3,1	2,2	4,1	2,5
5 – 10	5,1	22,0	388,6	39,7	19,0	21,7	17,7	100,1	2,3	22,7
CV (%)		2,4	0,8	2,0	8,9	6,3	2,0	3,4	5,4	0,9
10 – 20	4,9	22,9	396,6	41,1	21,1	21,9	17,2	101,6	2,1	23,5
CV (%)		0,6	4,5	2,4	6,1	5,9	2,7	2,9	4,5	7,7
20 – 40	4,4	22,8	388,5	30,8	22,1	20,3	14,1	73,7	7,5	14,7
CV (%)		4,0	7,8	4,4	6,7	0,7	8,5	5,5	2,0	6,5

CV (%)– desvio padrão das amostras em relação a 3 extrações.

Os metais tóxicos no solo estão associados a diversas formas geoquímicas: solúvel, trocável, ligados à matéria orgânica, associada a óxidos, hidróxidos e oxi-hidróxidos de ferro, manganês e alumínio, carbonatos e sulfetos (Berton, 2000).

As quantidades destes metais em solos sem interferência antropogênica, portanto, não contaminados, podem variar muito nos diferentes tipos de solo e principalmente pelo teor destes na rocha de origem (Ross, 1992, Alloway, 1990, Kabata-Pendias e Pendias, 1997). Deve-se levar em consideração também, que, certos metais no solo são derivados de outras fontes, como por exemplo, deposição atmosférica, o que pode aumentar a concentração do metal (Alloway, 1990).

Alguns países possuem estabelecidas regulamentações para a concentração de metais tóxicos baseando-se no conteúdo total destes metais no solo. Estes valores são apresentados na **tabela 4 do anexo**.

Analisando o solo utilizado no experimento em relação aos limites propostos pôr autores estrangeiros (**tabela 5 do anexo**), e os limites estabelecidos pela regulamentação de alguns países (**tabela 4 do anexo**), observa-se que os teores de metais tóxicos encontram-se dentro das faixas indicadas. A única exceção é para o elemento cádmio, nos países Alemanha e Canadá cujas concentrações são mais baixas.

Alguns autores brasileiros estudaram as concentrações (mg.kg^{-1}) de metais tóxicos em solos não contaminados para uso em agricultura e estas encontram-se na **tabela 6do anexo**.

Em relação aos trabalhos publicados no Brasil por vários autores (**tabela 6 do anexo**), pode-se observar, também, que a maioria dos elementos presentes no solo do experimento (**tabela 3.2**) encontram-se abaixo dos níveis normais.

3.3 – CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO UTILIZADO NO EXPERIMENTO DEPOIS DA APLICAÇÃO DO COMPOSTO DE LIXO.

A **tabela 3.3** se refere à apresentação das concentrações médias em mg.kg^{-1} (média de 3 extrações) das análises químicas do solo, após as 4 (quatro) aplicações do composto de lixo nas quatro camadas do solo (0 – 5; 5 – 10; 10 – 20 e 20 – 40 cm).

Tabela 3-3 - Teores de metais tóxicos, médias de 3 extrações encontradas nas amostras de solo do experimento em questão, após aplicação do composto.

mg.kg ⁻¹ .kg									
Tratamento	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb
	(x 10 ³)					(x 10 ³)			
0 - 5 cm									
1	64.0	1.9	17.2	15.7	11.4	32.6	290.7	17.5	19.2
2	75.3	2.4	18.5	21.6	20.7	36.9	314.2	21.2	25.9
3	59.6	1.9	16.2	20.9	24.6	32.7	299.7	18.6	28.5
4	74.3	2.4	16.5	27.1	42.1	35.6	343.9	22.1	46.7
5	46.6	2.5	12.5	29.1	60.9	33.9	298.8	21.2	60.2
CV (%)	14.2	2.5	13.0	15.8	17.9	11.6	8.6	13.6	13.9
5 - 10 cm									
1	67.9	1.8	16.5	17.7	15.7	35.2	297.2	17.4	23.0
2	72.8	2.4	16.8	19.4	17.6	36.2	300	19.9	24.9
3	61.8	1.8	17.2	18.3	16.0	33.1	317.4	18	29.8
4	73.6	2.4	16.5	29.5	33.2	36.4	328.5	21.4	37.8
5	32.4	2.2	13.1	26	46.4	33.1	290.5	18.1	47.4
CV (%)	15.3	22.7	10.9	23.1	28.2	9.79	10.8	23.1	24.8
10 - 20 cm									
1	73.7	1.8	17.1	19.4	16.0	34.5	313.2	19.4	25.6
2	76.2	2.5	17.0	19.2	16.7	37.8	304.1	18.6	22.7
3	55.1	2.4	15.8	16.0	13.1	28.6	278.5	18.1	18.9
4	75.6	2.2	18.3	22.6	27.5	36	326.0	19.5	33.5
5	59.4	2.1	16.1	21.9	35.0	32.9	292.2	18.1	37.6
CV (%)	17.9	20.1	16.9	20.4	30.3	14.3	15.9	20.0	23.6
20 - 40 cm									
1	59.4	1.6	17.4	15.3	10.6	30.4	308.2	18.2	14.9
2	63.1	2.4	16	15.8	12.1	33.1	277	15.4	15.9
3	56.6	1.8	17.2	15.7	11.0	32.2	318.1	15.9	20.0
4	51.8	1.8	16.6	13.3	9.9	30.4	273.0	12.0	15.5
5	62.4	1.8	16.8	19.1	14.8	31.4	278.9	15.1	20.2
CV (%)	18.7	22.5	7.9	14.1	26.6	14.4	7.8	11.0	32.0

(CV) = Coeficiente de variação

3.4 – DISCUSSÃO

Analisando a **tabela 3.3**, verifica-se que os elementos cromo, cobalto, níquel, cobre e chumbo apresentaram diferenças significativas em alguma camada, indicando diferença também em seu comportamento.

Para os elementos manganês, ferro, alumínio e cádmio, o aumento dos níveis do composto de lixo não apresentou incrementos por profundidades, isto é, não houve efeito significativo em nenhuma profundidade o que pode ser explicado através de vários parâmetros que envolvem o comportamento dos metais no solo e pode se comprovado através dos gráficos 2 da figura 1 e 7, 8 e 9 da figura 3.

A tabela a seguir resume os efeitos verificados para cada elemento em relação ao aumento de níveis do composto de lixo nas diversas profundidades do solo.

Tabela 3.4 – Efeitos verificados para cada elemento em relação ao aumento dos níveis do composto de lixo nas diversas profundidades do solo.

Profundidades cm				
-				
Elemento	0 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 40
Cr	Efeito linear e quadrático	Efeito linear	ns	ns
Mn	ns	ns	ns	ns
Co	Efeito linear	Efeito linear	ns	ns
Ni	ns	ns	ns	Efeito linear e quadrático
Cu	Efeito linear	Efeito linear	Efeito linear	ns
Pb	Efeito linear	Efeito linear	Efeito linear	ns
Fe	ns	ns	ns	ns
Al	ns	ns	ns	ns
Cd	ns	ns	ns	ns

ns – não houve efeito significativo.

Para o elemento cromo, o efeito linear e quadrático foi significativo em superfície, isto é, na profundidade 0-5 cm. Na profundidade 5-10 cm, o efeito do aumento de níveis do composto de lixo, foi linear, isto é, à medida que aumenta o nível do composto, aumenta a concentração do elemento. Para as demais profundidades (10 –20 e 20 – 40) não houve efeito significativo. Estes efeitos podem ser observados através do gráfico1 da figura 1.

Fazendo-se o ajuste da equação, encontrou-se que a dosagem de 310 ton/há de composto maximiza o elemento em 29 mg.kg^{-1} .

O elemento cromo pode estar presente no solo em vários estados de valência, o que torna bastante complexo o seu comportamento afetando a solubilidade e reatividade. A maior concentração do elemento cromo encontra-se no composto de lixo, o que favorece a uma variação em superfície. . Ao ser aplicado o composto de lixo e ter realizado a rotação de cultura, o efeito linear e quadrático foi significativo em superfície, isto e, na profundidade 0 – 5 cm e o efeito linear na profundidade 5 – 10 cm.

Na maioria dos solos, o cromo é relativamente insolúvel e menos móvel (Mc Grath, 1990) concentrando em superfície, mas não desce para as outras camadas.

Para o elemento cobalto, o efeito linear foi significativo nas duas primeiras profundidades (0-5, 5-10cm), para o aumento de níveis do composto de lixo. Através dos resultados pode ser observado que o aumento dos níveis de composto de lixo no solo diminui a concentração do cobalto. Este efeito também pode ser observado através do gráfico 3 da figura 1. Para as demais camadas não houve diferença como mostrado no gráfico 3.

Um fato interessante, que talvez explique o comportamento do elemento cobalto é que o solo antes da aplicação do composto de lixo apresentava uma concentração média do elemento em torno de 17.0 mg.Kg^{-1} e o composto de lixo em torno de 2.0 mg.Kg^{-1} . Quando se adiciona composto de lixo no solo, nessas condições de concentração, à medida que os níveis vão aumentando, diminui o teor médio, porque, naquele espaço amostrado vai haver uma contribuição maior do material que tem menor concentração do elemento.

O comportamento do elemento níquel aparentemente parece irregular, onde nas três primeiras profundidades 0-5, 5-10, 10-20 cm não houve efeito significativo para o aumento de níveis de composto de lixo, profundidades porém na quarta profundidade, 20-40 cm apresentou efeito linear e quadrático. Porém, se houvesse mobilização deveria também ocorrer sinais de diferenças nas profundidades superficiais e isso não aconteceu, a diferença significativa somente ocorreu na última camada. Neste caso, pode-se supor que o aumento da dose do composto de lixo foi diluindo até a última camada.

O gráfico 4 da figura 2 ilustra bem este comportamento, mas não é justificado pelas propriedades com que os compostos de níquel se apresentam no solo. É um comportamento anômalo e necessita de um estudo maior para concluir o observado.

Os elementos cobre e chumbo, apresentaram comportamento semelhante, onde nas três primeiras profundidades 0-5, 5-10, 10-20 cm, o efeito linear foi significativo onde o aumento dos níveis do composto de lixo, aumentou a concentração dos elementos no solo. O fato dos elementos cobre e chumbo, variarem positivamente em profundidade, sugere movimentação no solo. Isto está de acordo com a expectativa de que esses elementos têm grande afinidade por complexação com matéria orgânica o que permite ser mobilizado para camadas mais profundas.

Na última profundidade 20-40 cm, não houve nenhum efeito significativo. O comportamento de ambos os elementos pode ser observado através do gráfico 5 e 6 respectivamente da figura 2.

Estes diversos tipos de abordagem se justificam em virtude das expectativas do comportamento dos elementos estudados no ambiente do solo. Alguns elementos tendem a ficar retidos nas primeiras profundidades, como é o caso do cobalto e do alumínio. Outros como o cobre e chumbo tendem a se mover no solo, devido principalmente, a uma associação com complexos orgânicos.

Estes comportamentos também relacionam a questão de amostragem, pois a participação do composto de lixo, no solo, passa a ser muito grande, a probabilidade na hora da amostragem de uma boa parte do

material amostrado ser derivada diretamente do composto de lixo é muito grande. Está havendo então uma participação negativa.

De modo geral, a disponibilidade dos metais no solo, está associada principalmente ao pH do solo. O conteúdo dos metais num solo sem ação antropogênica, depende muito do seu material de origem. A solubilidade dos metais depende da forma em que se encontra no solo e mais uma vez o pH é um parâmetro

do solo que mais afeta a solubilidade. Nos solos ácidos, os metais tendem a serem mais disponíveis e solúveis.

3.5 –ANÁLISE DOS METAIS TÓXICOS NAS HORTALIÇAS CULTIVADAS

O estudo do comportamento dos metais tóxicos no solo onde foi aplicado o composto de lixo para posterior plantação de quatro culturas é parte de um subprojeto intitulado Avaliação de doses do composto de lixo urbano (FERTILURB) em rotação de culturas olerícolas executado por uma equipe da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA.

Considerando que os alimentos podem ser via de contaminação de metais tóxicos para a população, a segunda parte do projeto foi direcionada a determinação destes elementos (os mesmos que foram analisados no solo), nos vegetais (Pérez, *et al.*, 1998).

As **tabelas 3-5, 3-6 e 3-7** mostram as concentrações de metais tóxicos (mg.Kg^{-1}) encontradas nos diversos vegetais.

Tabela 3.5 – Teores médios (mg.kg⁻¹) de alguns metais tóxicos determinados na rama (parte aérea) e na parte tuberosa da cenoura.

Cultura	mg.kg-1	tratamento					CV %
		0.0	12.5	25.0	50.0	100.0	
Cenoura							
parte aérea	Fe	2.346,33	2.010,45	2.148,32	1.701,38	1.715,97	25
	Mn	52,30	66,93	50,90	41,60	44,07	20
	Cu	10,99	10,59	10,14	11,60	11,97	15
	Cr	1,64	1,58	1,69	1,29	1,63	25
	Cd	0,55	0,51	0,46	0,23	0,36	34
	Co	0,72	0,61	0,66	0,44	0,50	32
Cenoura							
parte tuberosa	Fe	269,05	219,38	257,35	259,95	251,65	32
	Mn	14,13	16,01	14,01	11,67	14,08	36
	Cu	7,50	6,96	8,21	7,42	8,81	19
	Cr	230,93	179,47	253,64	249,24	242,22	17
	Cd	nd	nd	nd	nd	nd	--
	Co	nd	nd	nd	nd	nd	--

Fonte – Pérez *et al*, 1998

Tabela 3.6 – Teores médios (mg.kg^{-1}) de alguns metais tóxicos determinados nas partes comestíveis das culturas de couve-flor e milho verde.

Cultura	mg.kg ⁻¹	tratamento					CV %
		0.0	12.5	25.0	50.0	100.0	
Couve-flor	Fe	101,80	81,20	58,55	47,40	53,23	26
	Mn	14,23	14,50	12,50	12,22	11,52	11
	Cu	2,77	2,25	2,02	2,08	2,08	10
	Cr	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	--
Milho Verde	Fe	30,12	26,34	29,78	29,32	28,72	31
	Mn	7,38	8,96	6,66	6,36	8,70	22
	Cu	1,75	1,93	1,60	1,78	1,48	14
	Cr	0,12	0,14	0,12	0,14	0,15	26

Fonte – Pérez *et al*, 1998

Tabela 3.7 – Teores médios (mg.kg⁻¹) de alguns metais tóxicos determinados nas partes comestíveis da cultura de rabanete.

Cultura	mg.kg-1	tratamento					CV %
		0.0	12.5	25.0	50.0	100.0	
Rabanete	Fe	2.776,25	2.334,96	3.070,42	2.105,42	3.583,75	47
	Mn	30,06	28,94	38,04	24,72	42,91	39
	Cu	3,14	5,20	6,68	5,53	14,58	50
	Cr	3,35	2,11	2,41	2,25	4,33	57

Fonte – Pérez *et al*, 1998

3.6 – COMENTÁRIO SOBRE OS RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS METAIS TÓXICOS NAS HORTALIÇAS

Analisando a segunda parte do projeto no que diz respeito aos metais tóxicos nas hortaliças, não foi verificada nenhuma influência dos níveis de composto de lixo utilizado na acumulação destes metais analisados nas partes comestíveis da cenoura, couve-flor, milho verde e rabanete exceto para o ferro e cobre, em couve-flor e zinco e cobre, em rabanete.

Do ponto de vista de contaminação e toxicidez, os valores encontrados nas partes comestíveis estão de acordo com os limites normais encontrados em plantas (Webber *et al.*, 1984; Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Vale ressaltar, contudo, que segundo a pesquisa, nem sempre foi possível à determinação de todos estes elementos, principalmente chumbo e cádmio, o que, provavelmente ocorreu por estarem abaixo do limite de detecção do instrumental de análise usado.

3.6.1 - cenoura

Na **tabela 3.5** encontram-se os resultados médios de alguns elementos determinados na parte aérea e tuberosa da cenoura. De uma maneira geral, não foi verificada nenhuma influência do aumento dos níveis de composto de lixo utilizado na acumulação dos metais tóxicos analisados, exceto para o manganês na parte aérea da cenoura. Neste caso, foi aplicada a análise de regressão, desdobrando-se os efeitos lineares e quadráticos, que apresentaram coeficientes de determinação muito baixos, respectivamente 0,40 e 0,46.

Com relação ao nível de metais tóxicos na raiz tuberosa, também não se verificou nenhuma influência significativa dos níveis de composto de lixo utilizadas na acumulação dos metais pesados pesquisados. Os elementos cádmio e cobalto não foram determinados, nesse caso, por estarem abaixo do limite de detecção do modelo de análise usado.

3.6.2 - Couve-flor e milho verde

De maneira geral, para as partes comestíveis da couve-flor e do milho verde, conforme **tabela 3.6**, não foi verificada nenhuma influência dos níveis crescentes de composto de lixo utilizado na acumulação dos metais tóxicos analisados, exceto para o ferro e cobre em couve-flor. Nesses dois casos, o modelo que melhor se ajustou foi o quadrático.

3.6.3 - Rabanete

De maneira geral, para a parte comestível do rabanete, conforme a **tabela 3.7**, não foi verificada nenhuma influência dos níveis de composto de lixo utilizadas na acumulação dos metais tóxicos analisados, exceto para zinco e o cobre. Neste caso, o modelo que mais se ajustou, foi também o quadrático.

Os resultados obtidos através das análises dos metais tóxicos nas hortaliças cultivadas, sugerem que, do ponto de vista de contaminação e toxicidade por metais tóxicos, os níveis crescentes de composto de lixo não acarretaram em aumento alarmante das concentrações dos elementos analisados.

4 - CONCLUSÃO

A contaminação de metais tóxicos em solos de agricultura é um dos principais problemas ambientais e de saúde pública, e pode limitar a utilização do composto de lixo como fonte de nutrientes para o solo. Para os metais que tendem a se acumular em superfície, além do problema de absorção pelas plantas, há também a expectativa de contaminação humana via ingestão, por crianças que freqüentam áreas de agricultura ou via combinação das águas superficiais do lençol freático, tendo em vista que alguns metais se movimentam em profundidades no solo. Para que o solo esteja protegido desse risco potencial, o ideal é conhecer as formas químicas em que os metais tóxicos se encontram não só no solo como também no composto de lixo a ser usado.

A idéia simples que serve de base a todo sistema de resíduos, é que a saúde pública e o meio ambiente estarão adequadamente protegidos se os resíduos forem preparados em instalações que utilizem técnicas de estocagem, tratamento ou descarte devidamente autorizados por órgãos competentes. O composto de lixo deve ser preparado de maneira adequada, respeitando todas as etapas do processo de compostagem, em função dos benefícios que pode trazer ao solo, melhorando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. O fato de o composto de lixo conter metais tóxicos não inviabiliza o seu uso no solo, basta que a sua utilização seja controlada pois alguns metais podem se encontrar no composto de lixo em quantidades inferiores as que já existem no solo.

Em relação aos resultados apresentados nas **tabelas 3-5, 3-6 e 3-7**, correspondentes aos teores médios (mg.kg^{-1}) de alguns metais tóxicos determinados nas partes comestíveis das culturas cultivadas (cenoura, couve-flor, milho verde e rabanete), de maneira geral, não houve nenhuma influência no aumento das doses de composto de lixo na acumulação dos metais tóxicos.

Em todos os casos, sob o ponto de contaminação e toxicidez os valores encontrados nas partes comestíveis estão de acordo com os limites encontrados em plantas.

Após análise de metais tóxicos no solo adubado com doses crescentes de composto de lixo e de posse dos resultados destes mesmos metais nas partes comestíveis das culturas, pode-se afirmar que para este tipo de experimento o uso deste composto de lixo como nutriente para o solo não oferece risco de intoxicação já que a concentração de metais tóxicos nos alimentos encontra-se de acordo com os limites encontrados em plantas.

Este estudo serve para ajudar na construção de dados para indicação do uso agrícola do composto de lixo em solos de agricultura.

Tabela 1 – Valores máximos permitidos de metais tóxicos (mg.Kg⁻¹ base seca) para composto de lixo em alguns países, valores indicados pela Norma RAL. (Alemanha) e concentração máxima permitida pela Norma Norte Americana U.S.EPA 40 CFR Part 503 (uso agrícola).

Elemento	França	Áustria	Itália	Suíça	Alemanha- RAL	USA USEPA - 40
Pb	800	900	500	150	150	840
Cu	—	1000	600	150	100	4300
Cr	—	300	500	—	100	—
Ni	200	200	200	—	50	420
Cd	8	6	10	3	1.5	85

Fonte: Grossi, 1993, Tsutya, 2000.

Tabela 2 – Teores totais de metais tóxicos mg.Kg⁻¹ em composto de lixo de algumas pesquisas brasileiras.

Autores	Cu	Pb	Cd	Ni	Cr	Fe(x10 ³)	Mn	Co	Al (x10 ³)
Selbach et al,(1995)	—	194	< 1	28	180	—	—	—	—
Costa et al,(1997)	443.6	531.7	2.7	—	—	—	—	—	—
Cravo, et al (1998) *	229.0	238.9	2.8	32	89.8	23.3	304	10.8	20.8
Fortes Neto et al,(1996)	—	158	5.0	12.7	17	—	—	—	—
Collier, (1992)	473.0	547.0	8.0	60	220.0	—	—	—	—

* média de algumas capitais brasileiras.

Tabela 3 - Classificação de qualidade de composto e limites para conteúdos de metais tóxicos em mg.kg⁻¹.

Classe do composto	Cd	Cr	Ni	Pb	Cu
Qualidade muito alta	<1	<70	<30	<100	<100
Qualidade alta	1 – 2.5	70 - 150	30 - 60	100 - 150	100 - 400
Presença de contaminantes	2.5 - 4	151 - 200	61 - 100	151 - 500	201 - 400
Qualidade baixa	>4	>200	>100	>500	>400

Fonte: Genevini *et al.*, 1997 *apud* Kiehl, 1998.

Tabela 4- Faixa de concentração de metais tóxicos em solos não contaminados sugeridos por autores estrangeiros. Entre parênteses encontram-se os valores médios.

Autor	Tipos de solo	Fe g.kg ⁻¹	Al %	Ni mg.kg ⁻¹	Pb mg.kg ⁻¹	Cr mg.kg ⁻¹	Cd mg.kg ⁻¹	Co mg.kg ⁻¹	Cu mg.kg ⁻¹	Mn mg.kg ⁻¹
	Combissolo	-	-	3 - 110 (26)	1.5 - 70 (28)	4 - 1000 (51)	0.08 - 1.61 (0.45)	3 - 58 (10)	4 - 100 (23)	45 - 9200 (525)
Kabata-Pendias & Pendias (1997)	Podzolico	-	-	1 - 110 (13)	2.3 - 70 (22)	1,4 - 530 (47)	0.01 - 2,7 (0.37)	0,1 - 65 (5.5)	1 - 70 (13)	7 - 2000 (270)
	Histossolo	-	-	02 - 119 (12)	1,5 - 176 (44)	1 - 100 (12)	0,19 - 2.2 (0.78)	0,2 - 49 (4.5)	1 - 113 (16)	2300 (465)
Sheila Ross (1992)	-	-	-	10 - 100	2 - 200	5 - 1000	0.01 - 7	1 - 70	2 - 100	200 - 2000
Alloway (1990)	-	-	-	2.0 - 750	2.0 - 300	5.0 - 1500	0.01 - 2.0	0.5 - 65.0	2.0 - 250	20.0 - 10000
Pais, I and J.Benton (1997)	-	38	0.45 - 10	1 - 200	3 - 189	5 - 1000	0.01 - 3.0	1 - 40	2 - 100	200 - 3000

- não disponível

Tabela 5 – Concentrações de metais tóxicos (mg.kg^{-1}) em solos de agriculturas estabelecidas pela regulamentação de diferentes países. Padrões baseados no conteúdo total de metais tóxicos no solo.

Metal	EUA	CCE	Reino Unido	Alemanha	Canadá
	USEPA-503				
Cd	20	1 – 3	3	1.5	0.8
Cr	1500	100 – 500	400	100	110
Cu	750	50 – 140	135	60	75
Ni	210	30 – 75	75	50	18
Pb	150	50 - 300	300	100	54

Fonte: Oloveira, 1998 (adaptado de Kabata-Pendias e Pendias, 1992, McGrath et al,1994.

Tabela 6 - Concentrações em mg.kg-1 de alguns metais tóxicos em solos não contaminados para uso agrícola, publicados no Brasil por alguns autores.

Autor		Fe g.kg-1	Ni mg.kg-1	Pb mg.kg-1	Cr mg.kg-1	Cd mg.kg-1	Co mg.kg-1	Cu mg.kg-1	Mn mg.kg-1
	Solo controle (sem aplicação de composto)	46.0 - 74.1	1.3 - 7.3	38.3	-	5.3 - 14.2	8.3	1.2 - 13.8	10.0 - 42.7
Lima, et al., 1998	Ocorrência em solos naturais	-	5.0 - 50.0	-	5.0 - 100.0	< 0.5	1.0 - 10.0	-	-
	Limite de tolerância	-	-	100.0	-	-	50.0	100.0	-
Peres, et al., 1997	-	0.1 - 76.8	-	0.5 - 36.5	7.5 - 148.5	-	0.3 - 54.8	2.2 - 165.1	0.9 - 1732.4
Selbach, et al., 1995	-	-	10.0	22.0	13.0	< 1.0	-	-	-
	Valores comuns	-	50.0	20.0	-	0.2	-	20.0	-
Sobrinho, et al., 1992 apud Ramalho et al.,									
	Valores críticos	-	1000.0	60.0 - 125.0	-	1.0 - 8.0	-	100.0 - 400.0	-

#NOME?

ESTUDO DO COMPORTAMENTO DOS DIFERENTES NÍVEIS DE COMPOSTOS DE LIXO

Gráfico 1

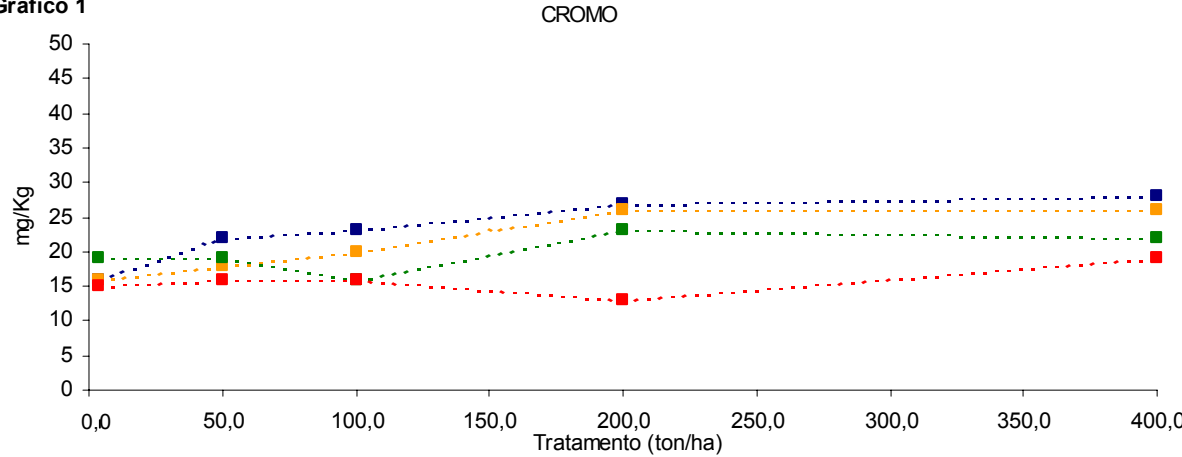


Gráfico 2

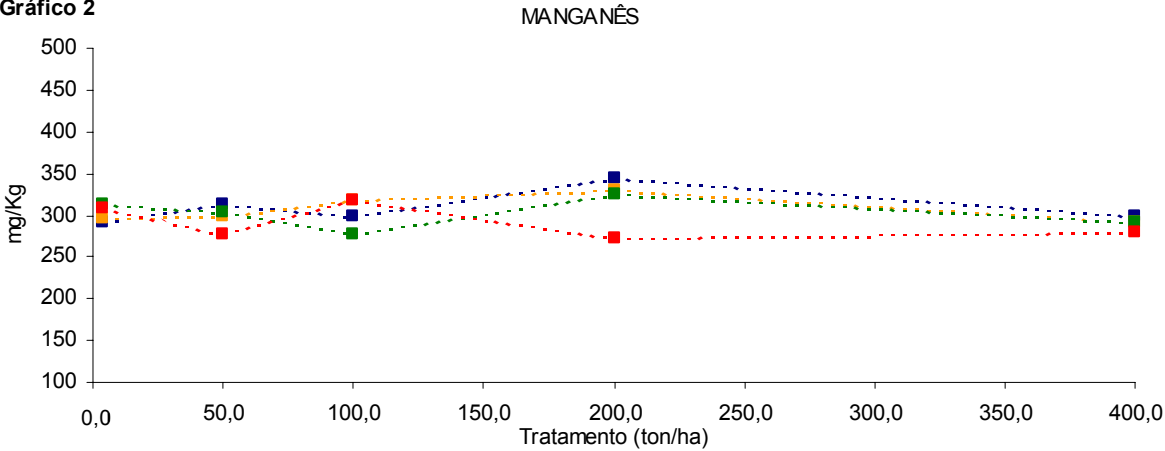
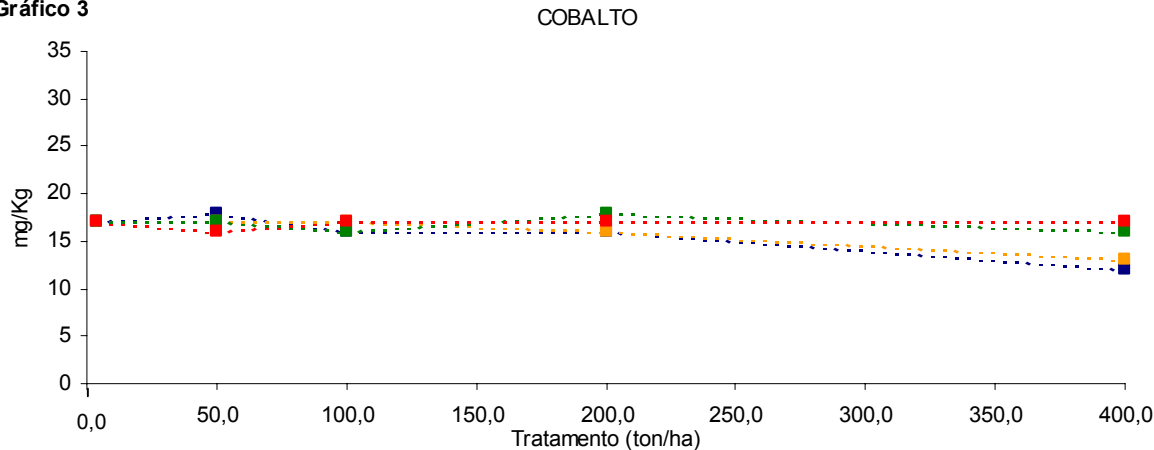


Gráfico 3



Profundidade: 0-5 5-10 10-20 20-40

ESTUDO DO COMPORTAMENTO DOS DIFERENTES NÍVEIS DE COMPOSTOS DE LIXO

Gráfico 4

NÍQUEL

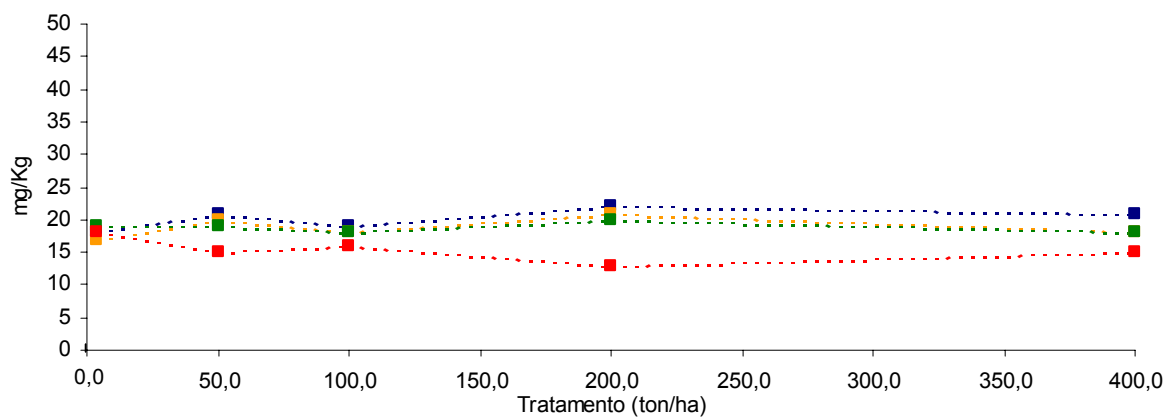


Gráfico 5

COBRE

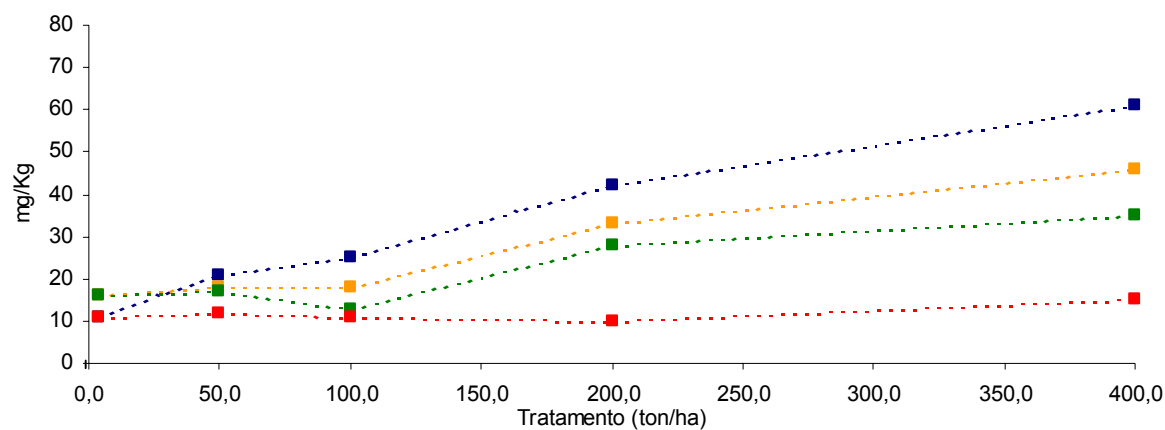
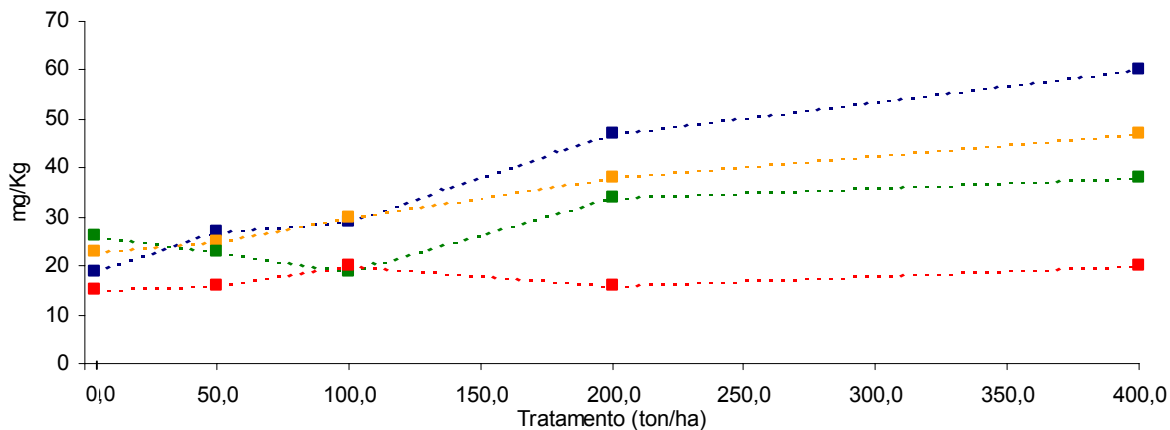


Gráfico 6

CHUMBO



Profundidade: ■ 0-5 ■ 5-10 ■ 10-20 ■ 20-40

ESTUDO DO COMPORTAMENTO DOS DIFERENTES NÍVEIS DE COMPOSTOS DE LIXO

Gráfico 7

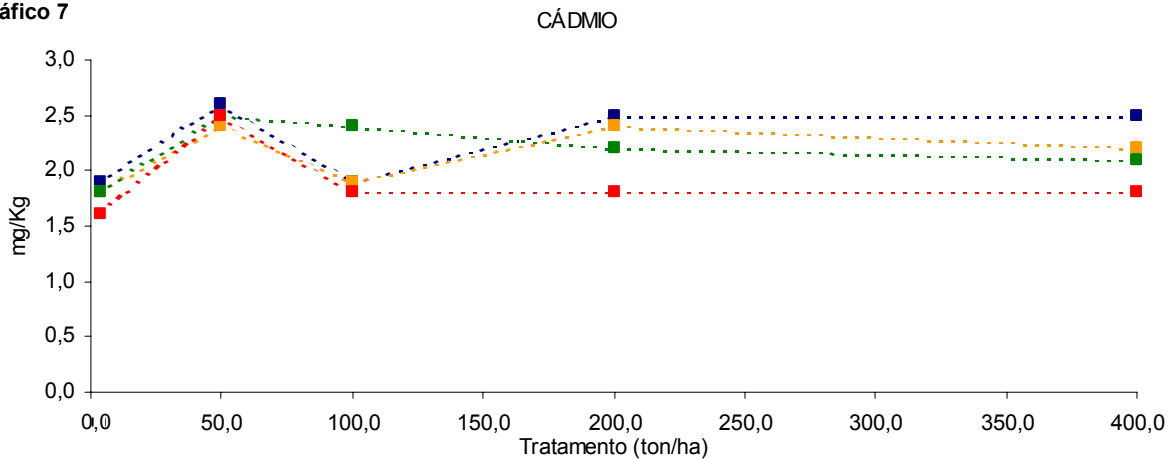


Gráfico 8

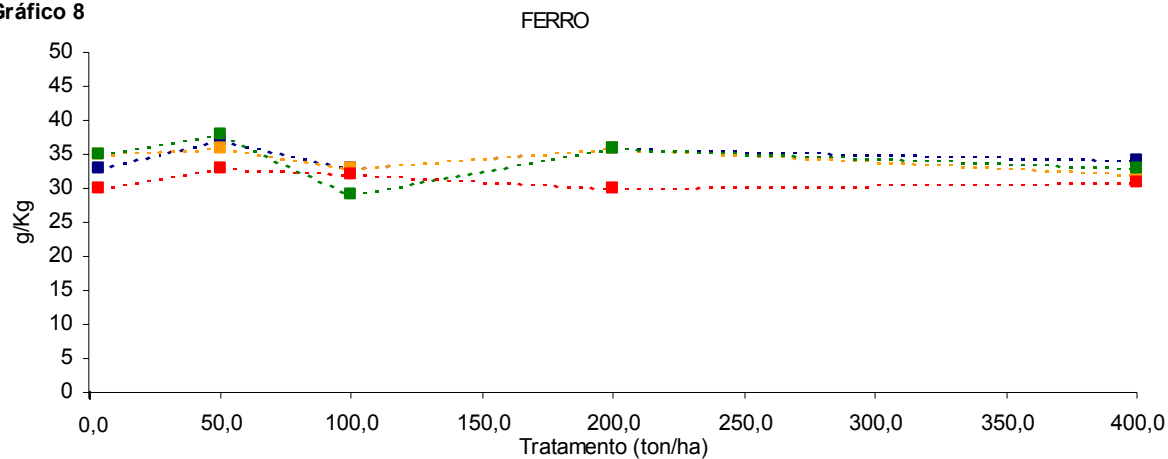
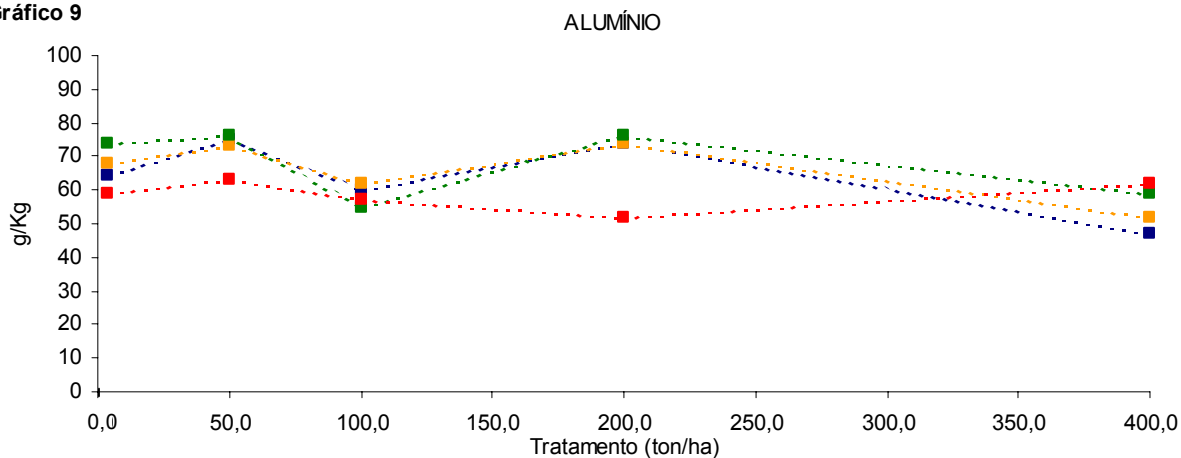


Gráfico 9



Profundidade: ■ 0-5 ■ 5-10 ■ 10-20 ■ 20-40

BIBLIOGRAFIA

ALBERTIN, S.; OETERER, M.; PRADO FILHO, L. G., 1997. Fontes de contaminação e toxicologia pôr chumbo. Bol. SBCTA, 31 (2). 137 – 147.

ALEXANDER, M., 1965. Introduction to soil microbiota by. *New York, Jonh Willey & Sons. Inc.* 467 p.

ALLOWAY, B.J. & JACKSON, A. P., 1991. The behaviour of heavy metals in sewage sludge amensed soils. *Sci. Total Environ.* 100, 151 – 176.

ALLOWAY, B.J., 1990. Heavy metals in soils, London, Blackie A & P, 368 p.

ARAÚJO, U.C.; MENEZES, M.A.C., 1996. Avaliação e controle da exposição a substâncias químicas em ambientes de trabalho: aspectos gerais. ENSP/CESTEH.

BAKER, D.E. AND SENFT J. P., 1990. Copper. In ALLOWAY, B.J., 1990. Heavy metals in soils, London, Blackie A & P, cap. 8, p.179 - 203

BERTON, R.S., 1997. Reciclagem de resíduos urbanos na agricultura: composto de lixo. In: Encontro Brasileiro sobre substâncias húmicas, 2 .São Carlos. *Anais.. Embrapa – CNPDIA*, P.112 - 116.

BERTON, R.S., 2000. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados In Bettiol, W. & Camargo, O.A.. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: *Embrapa Meio Ambiente*, cap. 16, 259 – 267.

BETTIOL, W.; & CAMRGO, O. A., 2000. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa/ Meio Ambiente.

BLAUROCK-BUSCH, E., GRIFFIN, V., 1996. Mineral and trace element analisys. TMI/MIM books/Boulber, Co.

BUSINELLI, M.; GIGLIOTTI, G. & GIUSQUIANI, P.L., 1990. Applicazione del compost da RSU in agricultura In: Effects sulla produttivita del mais destino del nutrienti e del metalli pisanti nel vegetali. *Agrochimica* 36 (5 – 6) : 454 – 446.

CHANEY, R.L., 1991. Land application of composted municipal solid waste: public health, safety, and environmental issues. In: *Proceedings of the national conference of the solid waste composting council*; Falls Church, Virginia, p. 13 – 15.

CHANEY, R.L., 1990. Public health and sludge utilization food chain impacts. *Biocycle*, v.31, n° 10, p.68 – 73.

CHANG, A.C.; PAGE, A. L., 1994. The role of biogeochemical data in assessing the ecological and health effects of trace elements, 15th World Congress of Soil Science, Acapulco, Mexico.

CHU, L.M. & WONG, M.H., 1987 Heavy metal contents of vegetable crops treated with refuse compost and sewage sludge. *Plant and Soil*, Tokyo, v. 103, n.2, p.191 – 197, 1987.

CHWASTOWSKA, J.; SKALMOWSKI, K., 1996. Speciation of heavy metals in municipal compost, *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, vol. 68, pp. 13 – 24

CLAUSSEN, T., 1990. Dry ash a better reference base than dry matter for heavy metals and other persistent pollutants. *Plant and Soil*, v.127, p. 91 – 95.

COLLIER, L. S., 1992. Efeito do composto de resíduo urbano, fontes de Ca e Mg, adubação mineral sob Planossolo cultivado com beringela e milho doce em sucessão. Itaguaí: UFRRJ, 1992, 108p. *Tese de Mestrado*.

COSTA, C.A.; CASALI, V.W. D.; LOURES, E.G.; CECOM, P.R.; JORDÃO, C.P., 1997. Teor de zinco, cobre e cádmio em cenoura em função de doses crescentes de composto de lixo urbano. *Hortic. Bras.*, v.15, n 1.

COSTA, C.A.DA; CASALI, V.W. D.; LOURES, E.G.; CECOM, P.R.; JORDÃO, C.P.. 1994. Teor de metais pesados em alface (*Lactuca sativa* L.) adubada com composto orgânico de lixo urbano. *Revista Ceres*, Viçosa, v.41, n.238, p.629 – 640. Parte da Tese apresentada a Universidade Federal de Viçosa pelo primeiro autor.

CRAVO, M.S.; MURAOKA, T. & GINÉ, M.F., 1998. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras, *Ver. Bras. Ci. Solo*, 22: 547 – 553.

DAVIES, B.E., 1990. Lead. In ALLOWAY, B.J., 1990. Heavy metals in soils, London, Blackie A & P, cap 9, p.207.- 219

DÉPORTES, I., 1995. Hazard to man and the environment posed by the use off urban wast compost: a review. *The Science of the Total Environment* 197 – 222.

DIAS BARRIENTOS, E.; MADRID, L.; CABRERA, F.; CONTERAS, M.C., 1991. Comparasion of two methods os sample preparation for determination by Absorption Spectrophotometry of heavy metals en soils and sediments. *Communications in soil Science and Plant Analysis*, v. 22, n.15 – 16, pg 1559 – 1568.

EMBRAPA, 1979. Manual de Métodos de Análises de Solo, Rio de Janeiro. *Embrapa*, 212 p

EPSTEIN, E.; CHANEY, R.L.; HENRY, C.; LOGAN, T.J., 1992. Trace elements in municipal solod wast compost. *Biomass and Bioenergy*. V.3, p.227 – 235.

FERNADES, F., 2000. In Estabilização e higienização de biossólidos. In Bettiol, W. & Camargo, O. A.. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto, Jaguariúna. *Embrapa, Meio Ambiente*, cap. 3, 45 – 67.

FERNANDES, J.E.; MORENO, F.; HERNANDES, J. M. & MURILLO, J.M., 1987.Influencia del aporte continuado de residuos sólidos urbanos sobre propiedades físicas del suelo. In: *VII Congreso Naciona; de Química*, Sevilha, Espanã.

FILHO, F.B.E.; REIS, E.L.; JORDÃO, C.P.; NETO,J.T.P., 1999. Avaliação Quimiométrica da distribuição de metais pesados em composto de lixo urbano domiciliar, *Química Nova*, 22 (3).

FORTES NETO, P.; BALLESTERO, S.D.; FORTES, N.L. P.;GADIOLI, J.; MONTEIRO, M.L.; ROMINO,F.C.; THIMOTEO, A.C.; INABRA, R.M.; CEZAR, V.R.S.; CARNIERI, M.. 1996. Efeitos de doses crescentes de composto de lixo no slol e em algumas culturas olerícolas. In: Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, 22., 1996, Manaus, *Resumos expandidos...* Manaus: SBCS/UA. FCA /Embrapa – CPAD/INPA, p.417 – 418.

GILLETT, J.,1992. Issues in risk assement of compost from municipal solid wast. Ocupactional health and safety, Public Health and Enviromental Concerns. *Biomass and Bioenergy*, V 3, p 145 – 162.

GIORDIANO, F.M.; MORTVEDT, J.T. & MAYS, D.A., 1975. Effect of Municipal wastes on crop yelds and uptake of heavy metals. In: *Environ. Qual.* 4: 394 – 399.

GROSSI, M.G. DE L.,1993. Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileiras de lixo doméstico através de determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas. São Paulo : USP, 1993. 222p. *Tese de Doutorado*.

GUERRA, J.G.M.; ALMEIDA, D.L. de, 1983. Efeitos de níveis de composto de resíduo urbano e calcário na correção de acidez do solo. In: *XIX Congresso Brasileiro Ci. Solo - SBCS*, Programa e Resumos, p. 78, Curitiba.

HSNEKLAUS, S., VOGEL, W.,SCHNUG,E.. Determination of environmental elements in contaminated soils by água régia extraction and X-Ray Fluorescence Spectroscopy (X-RF).

HARRISON, E. Z., RICHARD, T. L., 1992. Municipal solid waste composting: policy and regulation. *Biomass and Bioenergy*, V. 3, p 127 – 143.

HOODA, P.S.; McNULTY, D.; ALLOWAY. B. J.; AITKEN, M. N.,1997. Plant availability of heavy metal in soils previously amended with heavy applications of sewage sludge. *J. Sci. Food Agric.*, 73, 446 – 454.

WORLD HEALTH ORGANIZATION GENEVA. International Programme on Chemical Safety – IPCS, Environmental Health. Published under the Joint Sponsorship. United Environmental Programme the International Labour Organization, and the World Health Organization.

KABATA – PENDIAS, A.& PENDIAS, H., 1992. Trace elements in soil and plants. *Boca Raton*, Flórida. CRC, 315 p.

KABATA – PENDIAS, A., 1986. Effects of excessive levels of trace metal in soil and plants. *Trans. XIII Congr. International Society of Soil Science - ISSS*. Hamburg. Pp.570 – 580.

KAYE, K. J. AND ROSS, S. M., 1992. The meaning of metal toxicity in soil-plant systems. In Ross, S.M., *Toxic metals in soil-plant systems*. Edited by Sheila M. Ross.

KIEHL, E.J., 1998. Manual de compostagem, Maturação e qualidade do composto. J.G.digitação, editoração técnica, Piracicaba, São Paulo.

LIMA, J. S.; LICHTI,J.; OLIVEIRA, E.; MENK, J.R.F., 1998. Influência da utilização do composto orgânico proveniente de lixo urbano na concentração de cálcio e magnésio em hortaliças. *Revista Brasileira de Toxicologia*, 11 (1), 19 – 23.

LIMA, J.A. de ; LOPES, J.F.; CASTOR, O.S.; HONORINO, Y.; SOUZA, A.F.,1984. Avaliação agroecônômica do uso de matéria orgânica na produção comercial de pepino. *Pesq. Agrop. Bras.*, Brasília, 19 (4): 407 – 410.

LIMA, J.S.; LICHTI,J.; OLIVEIRA, E.; MENK, J.R.F., 1998. Composto feito de lixo pode contaminar hortaliças, *Ciência Hoje*, junho.

McGRATH, S.P., 1990. Chromium and Nickel. In ALLOWAY, B.J., 1990. Heavy metals in soils, London, Blackie A & P, cap. 7, p.153 – 175.

McBRIDE. M. B., 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge are USEPA Regulations Protective *Journal of Environmental Quality*, V. 24, p. 5 – 18.

MALAVOLTA, E., 1980. Elementos de nutrição mineral de plantas. *Ceres*. São Paulo

MAZUR, N., VELOSO, A. C. X. & SANTOS, G. de A., 1983. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. *R. Bras. Ci. Solo*. 7:157- 159.

MAZUR, N., 1997. Níquel, chumbo, zinco e cobre em solos que receberam composto de resíduos sólidos urbanos. Universidade Federal de Viçosa. Dissertação - Doutorado em ciência do solo. 134 p.

MAZUR, N.,1981. Efeito no composto de resíduo urbano no pH e disponibilidade de fósforo. Itaguaí, UFRRJ, 81p, *Tese de Mestrado*.

McGRATH, S.P.; CHAUDRI, A. M.& GILLER, K. E. 1994. Long-term of land application of sewage sludge: soil, microorganisms and plants. In: Rational use agriculture , 15th World Congress of soil Science, 39: 317 – 533.

McLAUGHLIN, M. J.; TILLER, K. G.; NAIDU, R.; STEVENS, D. P.,1996. Review the behaviour and environmental impact of contaminants in fertilizers. *Australian Journal of Soil Research*. V.34, p. 1 – 54.

MELO, J. W., MARQUES, M. O.; SILVA, F. C. & BOARETTO, A. E., 1997. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. XXVI *Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*.

MINISTÉRIO DO INTERIOR , 1977. Secretaria Especial do Meio Ambiente. Legislação Básica. Brasília – SEMA. 30 p.

MURULLO, J.M.; HERNANDES, J.M.; BARROSO, M & TRANCOSO, A., 1989. Sucessive application of compost municipal refuse. In: Effect on selected plant characteristics. *Agr. Med.* (119): 226 – 235.

OOSTHOEK, J., SMIT, J. P. N., 1987. Future of composting in the netherlands. *Biocycle*, V. 28, n. 6, p. 37 – 39.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE – OMS, 1998. Elementos traço na nutrição e saúde humana. Genebra.

OSSANAI, J., 1979. Efeitos dos metais pesados na saúde. In: Seminário sobre poluição por metais pesados, Brasília, Anais... Brasília. *Secretaria Especial do Meio Ambiente*, P. 103 – 128.

PAIS, I. & BENTON JONES, J. JR, 1997. The handbook of trace elements, BY *CRC Press LLC*.

PEIXOTO, R.T. dos G.; ALMEIDA, D.L. de; FRANCO, A.A., 1989. Compostagem de lixo urbano enriquecido com fontes de fósforo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 24, n. 5, p. 599 – 606.

PEREZ, D.V.; SALDANHA, M.F.C.da, MENEGUELLI, N.A.do; MOREIRA, J.C.; VAITSMAN, D.S., 1997. Geoquímica de alguns solos brasileiros – Pesquisa em andamento. Embrapa.

PROCTOR, J, AND BAKER, A.J.M., The importance of Níkel for plants growth in ultramafic (serpentine) soils., In Ross, S.M. Toxic metal in soil-plant systems, cap. 12, 417-429, edited by Sheila M. Ross.

QUEIROZ, J. E. G., LIMA, S. J., KORN, G.M., 2000. Efeito do uso do composto selecionado e não-selecionado, provenientes de lixo urbano, no teor de metais pesados e na produção de biomassa na cultura do milho. *Artigo Técnico, Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol. 5, No 1, Jan/março e No 2, abril/junho.

RAMALHO, J.F.G.P.; SOBRINHO, N.M. B. do A.; VELLOSO, A. C.X., 1995. Influência da utilização de insumos agrícolas e resíduos agroindustriais nos teores de metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar. *Anais IV Congr. Bras. De Defesa do Meio Ambiente*, R J.

RESENDE, M., 1982. Pedologia. Universidade Federal de Viçosa. Centro de Ciências Agrárias. Departamento de solo, Viçosa, Minas Gerais.

RESENDE, M.; CURI, N.; SANTANA, D. P., 1988. Pedologia e fertilidade do solo: interações e aplicações. Série agronomia, Brasília, DF.

ROSS, S.M., 1992. Toxic metals in soil-plant systems. Edited by Sheila M. Ross.

SAKUMA, A. M.; SCORSAFAVA, M.A.; ZENEBON, O.; TIGLEA, P.; FUKOMOTO, C. J., 1989. Hortaliças comercializadas em São Paulo. Aspectos da contaminação pôr chumbo, cádmio e zinco. *Rev. Inst. Adolfo Lutz*, 49 (1) : 81 – 84.

SALADO, G. A.; PRADO FILHO, L. G. DO, 1987. Contaminação de alimentos pôr metais pesados. Revisão bibliográfica – Salusvita, Bauru, 6 (1). 127 – 149. Trabalho apresentado no Curso de Pós Graduação na disciplina de Química de Alimentos da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. USP – Piracicaba – S.P.

SALDANHA, M.F.C. da, 1996. Avaliação de alguns métodos de abertura de solos para determinação de metais micronutrientes por ICP-EAS. Instituto de Química – Universidade Federal do Rio de Janeiro. *Tese de Mestrado*.

SELBACH, P.A.; PIRES, D.C.A.S. & BERNADI, C.M. ,1995. Adubação do composto de lixo urbano e relações com teores de metais pesados no solo e na planta. In; Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 25, 1995, Viçosa. *Resumos expandidos...* Viçosa: UFV. v.4, p.2309 – 2311.

SILVA, J. B. B. da., SILVA, M. A. M. da., CURTIUS, ^a J. , WELZ, B., 1999. Determination of Ag, Pb and Sn in água regia extracts from sediments by eletrothermal atomic absorption spectrometry using Ru as a permanent modifier. *J. Anal. At Spectrom.*, 14. 1737 - 1742 .

SISINO, C.L.S.; MOREIRA, J.C., 1996. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, RJ, *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 12 (4): 515 – 523, out – dez.

SMITH, K.A. AND PATERSON, J.E., 1990. Manganese and Cobalt In ALLOWAY, B.J., 1990. Heavy metals in soils, London, Blackie A & P, cap.10, p 225 - 243

SOBRINHO, N.M.A.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C. de & VELLOSO, A.C.X.. 1992. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. *Ver. Bras. Ci. Solo*, Campinas, 16 ; 271-276.

STRAUS, E. L., 2000. Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura. In BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A.. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna. ENBRAPA Meio Ambiente, cap13, p. 215 – 224.

TAVARES, T. M., CARVALHO, F. M., 1992. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente. Exemplos do Recôncavo Baiano. *Química Nova* 15 (2).

TAYLOR, M.D., 1997. Accumulation of cadmium derived from fertilisers in New Zealand soils. *The Science of Total Environment*. 208, 123 – 126.

TIETJEIV, C., 1964. Conservation and field testing of compost. *Compost Sci.* 5, 8 – 14.

TILLER, K. G., 1989. Heavy metal in soil and their environmental significance. Springer – Verlag New York Inc. *Advances in Soil Science* Vol 9. P. 113 – 137.

TSUTYA, M. T., 2000. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, cap. 4, 69 - 105.

VALADARES, J.M.A.S., 1974. Cobre em solos do Estado de São Paulo. Trabalho apresentado no XIV Congresso Bras. de Ciência do Solo. Santa Maria R.S. Publicado – rev. *Bragantia* – Instituto Agrônomo do Estado de São Paulo.

VALADARES, J.M.A.S., 1975. Zinco em solos no Estado de São Paulo. *Ver. Bragantia*. Revista Científica do Instituto Agrônomo do Estado de São Paulo. Campinas. V. 34, nº 5.

VALLADARES, J.M.A.S. & CAMARGO, O. A., 1983, Manganês em solos do Estado de São Paulo. *Rev. Bras. Ci. Solo* 7: 123 – 130.

VLAMIS, J. & WILLIAMS, E.D., 1972. Utilization of municipal organic wastes as agricultural fertilizers compost. *Sci.* 13 (1); 26 – 28.

WEBBER, M.D.; KLOKE, A.; TJELL, J., 1984. A review of current sludge use guidelines for the control of heavy metal contamination in soils. In: L' HERMITE, P. OTT, H.. Processing and use of swage sludge; 3rd *International Symposium papers Dordrecht: D. Reidel*, P. 371 – 386.

WILLIAMS, C. J., 1973. The effect of superphosphate on the cadmium content of soils and plant.
Australian Journal of Soil Research. V.11, p.43 –56.