

MICHELE MARIA DA SILVA

EFEITO DA APLICAÇÃO DE BIODISSÓLIDO NO COMPORTAMENTO
BIOGEOQUÍMICO DO ^{210}Pb , ^{226}Ra E ^{228}Ra NO SISTEMA SOLO-PLANTA

Dissertação aprovada para obtenção do Grau de Mestre
pelo Programa de Pós Graduação em Radioproteção e
Dosimetria do Instituto de Radioproteção e Dosimetria
da Comissão Nacional de Energia Nuclear na Área de
Radioecologia.

Orientador:

Dra. Maria Angélica Vergara Wasserman

Co-orientador:

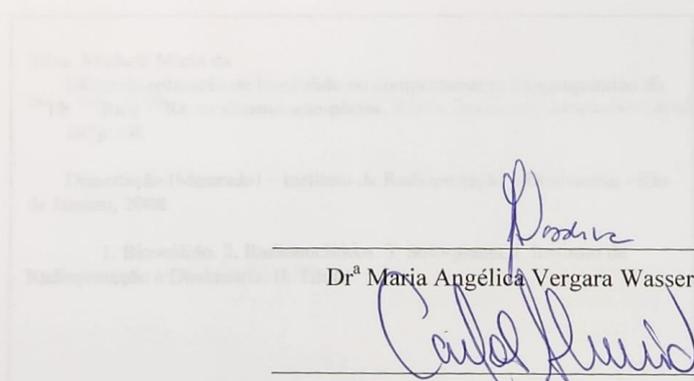
Dr. Daniel Vidal Pérez

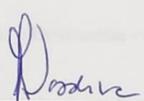
Rio de Janeiro - Brasil
Instituto de Radioproteção e Dosimetria - Comissão Nacional de Energia Nuclear
Coordenação de Pós-Graduação
2008

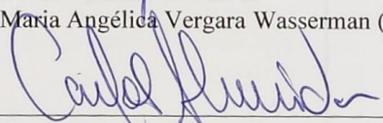
MICHELE MARIA DA SILVA

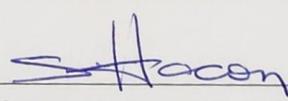
EFEITO DA APLICAÇÃO DE BIODISSÓLIDO NO COMPORTAMENTO
BIOGEOQUÍMICO DO ^{210}Pb , ^{226}Ra E ^{228}Ra NO SISTEMA SOLO-PLANTA

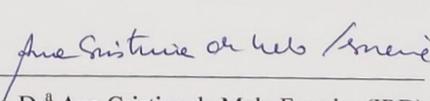
Rio de Janeiro, 28 de fevereiro de 2008.




Dr.ª Maria Angélica Vergara Wasserman (IRD)


Dr. Carlos Eduardo Bonacossa (IRD)


Dr.ª Sandra de Souza Hacon (FIOCRUZ)


Dr.ª Ana Cristina de Melo Ferreira (IRD)

Silva, Michele Maria da

Efeito da aplicação de biossólido no comportamento biogeoquímico do ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra no sistema solo-planta.
107p. : il.

Dissertação (Mestrado) – Instituto de Radioproteção e Dosimetria - Rio de Janeiro, 2008.

1. Biossólido. 2. Radionuclídeos. 3. Solo-planta. I. Instituto de Radioproteção e Dosimetria. II. Título

DEDICATÓRIA

"As pessoas que vencem neste mundo são as que procuram as circunstâncias de que precisam e, quando não as encontram, as criam."
Bernard Shaw

Dedico este trabalho a Deus
pelo dom da vida e por
colocar no meu caminho
pessoas muito especiais.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais pelo exemplo de vida, amor, compreensão e aos meus irmãos pelo incentivo constante, dedicação e amizade.

Ao meu amor Joubert pela paciência, amizade, companheirismo e por estar ao meu lado em todos os momentos.

À minha orientadora e professora Maria Angélica Vergara Wasserman agradeço a confiança no meu trabalho, o incentivo, amizade, orientação e compreensão incondicionais ao longo do curso de mestrado.

Ao meu co-orientador Daniel Vidal Pérez pela contribuição para o desenvolvimento deste trabalho.

À CNEN, pela concessão de bolsa de estudo.

Ao Serviço de Análises Ambientais (SEANA) pela realização das análises e de maneira especial à Ana Cristina (pela oportunidade), Heliane Zylberbeg (pelo apoio e carinho), Virgínia (pelo treinamento, dedicação, paciência, apoio, carinho e amizade), Elaine Rochedo (pelas dicas e postura científica), Claudio Conti, Isabel Poquet, Wagner, Carlos Henrique (pela dedicação), Ronaldo, Zenildo, Ricardo, Ivan, Ricardo Luna, Luiz Cláudio, Antônio e Fernando.

À minha grande amiga-irmã Aline que sempre influenciou positivamente nas minhas decisões profissionais.

Ao mestre Luiz Tauhata pelos grandes ensinamentos tanto de Física quanto de vida, amizade e carinho.

Aos meus amigos e parceiros de laboratório Flávia Bartoly, Rodrigo, Tatiane, Márcio, Vitor e de maneira bem especial, Flavinha, que me deu apoio no momento que eu mais precisava. Muito obrigada!

Aos amigos Isabel, Esaú, Fernando, Victor, Lílian e Luana pelo apoio nos momentos alegres e tristes.

Aos meus colegas de turma e de maneira especial às minhas amiguinhas Carol e Flávia pelo apoio, companheirismo e amizade.

Aos mestres que contribuíram para o meu desenvolvimento profissional.

Aos meus colegas do Serviço de Avaliação de Impacto Ambiental que sempre torceram pelo meu sucesso.

RESUMO

Os biossólidos são subprodutos do tratamento e processamento dos lodos gerados nas estações de tratamento de esgoto. Atualmente, a disposição dos biossólidos é uma preocupação mundial, uma vez que pode causar impactos ambientais quando usado como fertilizante na agricultura para melhorar a produtividade do solo de um modo sustentável ou quando recebe outros destinos tais como a incineração ou a disposição em aterros sanitários, sempre que considerado impróprio para uso agrícola. Tradicionalmente, o enriquecimento do solo com radionuclídeos está relacionado com atividades industriais e mineradoras. Porém, a Comissão Européia e a ISCORs (EUA), detectaram que os solos que recebem biossólidos como fertilizante, podem constituir um cenário relevante para o controle radiológico, devido à presença dos radionuclídeos naturais. Neste trabalho, o impacto da aplicação de biossólidos na concentração de ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra em milho, cultivados em Latossolos, foi avaliado utilizando dois tipos de biossólido: um de origem industrial, proveniente de Barueri (região metropolitana de São Paulo); e outro de origem doméstica, proveniente de Franca (zona rural de São Paulo). De acordo com os resultados, não foram observadas diferenças na partição e nas concentrações de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra no milho, devido ao uso do biossólido. Porém foi possível observar maior biodisponibilidade potencial destes radionuclídeos nas amostras de solo que receberam biossólidos. O fator de transferência solo-planta (FT) para ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra não foi influenciado significativamente pela origem de biossólido, ou pela interação entre dose e origem de acordo com a análise de variância. O FT mais alto foi observado para o ^{210}Pb , indicando maior biodisponibilidade deste elemento. Os valores médios de FT para o milho, encontrados neste estudo, variaram de 1,45E-04 a 4,56E-04 para o ^{226}Ra e de 3,78E-04 a 9,33E-04

para o ^{228}Ra , sendo que estes valores foram semelhantes aos encontrados na literatura. Os valores de FT do ^{210}Pb (1,09E-03 a 2,52E-03) encontrados para o milho foram ligeiramente superiores aos valores citados na literatura.

ABSTRACT

Biosolids are byproducts of the treatment and processing of sludges, generated from urban and industrial sewage. Their disposal is presently of great concern worldwide since it can impact the environment when used as fertilizer to improve soil productivity in a sustainable way or it can receive other destinies like incineration or burial in landfills, whenever considered unsafe for agricultural purposes. Traditionally, the enrichment of the soil with radionuclides is connected with industrial and mining activities. However, the European Commission and the United States, detected that adding biosolids to soils as fertilizers may establish an important scenario for radiological contamination, due to presence of the ^{210}Pb , ^{226}Ra and ^{228}Ra . In this work the impact of the application of biosolids in the concentration of ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra in corn, growing in the Ferralsol was evaluated for two kinds of biosolids: one derived from Barueri, a metropolitan region in São Paulo (industrial waste); and other derived from the city of Franca, São Paulo countryside (household waste). According to the results there is no difference in the geochemical partitioning and concentrations of ^{210}Pb , ^{226}Ra and ^{228}Ra in crop due to use of biosolids. However it was possible to observe larger potential bioavailability of these radionuclides in the soil samples that received biosolid. The soil to plant transfer factor (TF) for ^{226}Ra and ^{228}Ra was not influenced by origin of biosolid or interaction between origin and dose according to variance analysis. The more elevated FT was observed to the ^{210}Pb indicating larger bioavailability of this element. The medium values of FT for the corn, found in this study, they varied from $1,45\text{E}-04$ to $4,56\text{E}-04$ to the ^{226}Ra and from $3,78\text{E}-04$ to $9,33\text{E}-04$ to the ^{228}Ra and these values were similar to the existent values in the literature. The

FT values of ^{210}Pb (1,09E-03 to 2,52E-03) found to the corn were a little larger than the values cited in the literature.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	6
3	FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	7
3.1	Exposição do homem à radiação natural	7
3.2	Mecanismos Envolvidos na Dinâmica de Poluentes em Solos	9
3.2.1	<i>Adsorção e Dessorção:.....</i>	<i>11</i>
3.2.1.1	Adsorção ou complexação orgânica	13
3.2.2	<i>Precipitação/Dissolução</i>	<i>13</i>
3.3	Fatores que influenciam as interações entre a fase sólida e líquida do solo... 14	
3.4	A Transferência Solo-Planta de Radionuclídeos	16
3.5	Chumbo:	18
3.6	Rádio.....	21
3.7	Lodo de Esgoto ou Biossólido.....	22
3.7.1	<i>Impacto do uso de biossólidos.....</i>	<i>25</i>
3.7.2	<i>Desvantagens do Uso de Biossólidos na Agricultura</i>	<i>28</i>
3.7.3	<i>Legislação sobre biossólidos:</i>	<i>29</i>
3.8	Fracionamento de Metais no Solo	30
4	MATERIAIS E MÉTODOS	32
4.1	Caracterização da Área Experimental	32
4.2	Delineamento experimental e tratamentos:	32
4.3	Biossólidos	33
4.4	Instalação e condução do experimento:.....	36
4.5	Experimentos em Laboratório:	36

4.5.1	<i>Processamento e abertura de amostras</i>	36
4.5.1.1	Biossólidos	36
4.5.1.2	Solo.....	37
4.5.1.3	Milho	37
4.5.2	<i>Determinação Radioquímica</i>	38
4.5.3	<i>Determinação de Elementos Estáveis:</i>	39
4.5.3.1	Controle de qualidade das análises dos elementos estáveis:	39
4.5.4	<i>Extração Sequencial:</i>	40
4.5.5	<i>Métodos de extração e análise da fase sólida do solo:</i>	43
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1	Propriedades Químicas dos solos	45
5.1.1	<i>Concentração de radionuclídeos em biossólidos de diversas ETEs do Brasil</i>	49
5.2	Partição Geoquímica:	51
5.2.1	<i>Partição geoquímica do Zn, Cu, Ca, Mn e Fe no solo:</i>	51
5.2.2	<i>Partição geoquímica dos radionuclídeos naturais no solo</i>	56
5.2.3	<i>Estoque metais pesados em grãos de milho</i>	62
5.2.4	<i>Estoque de radionuclídeos em grãos de milho:</i>	65
5.2.5	<i>Fator de transferência solo-planta:</i>	68
6	CONCLUSÃO	73
7	ANEXOS	75
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esboço das principais fontes de radiação natural e as doses anuais que cada uma gera ao homem.....	8
Figura 2: Tipos de interação entre a fase sólida e líquida do solo.	10
Figura 3: Disposição de biossólidos em solos agrícolas.....	23
Figura 4: Concentrações de metais em vegetais de referência comparados aos resultados obtidos nas análises laboratoriais.	40
Figura 5: Preparo de amostras para metodologia de extração seqüencial.	41
Figura 6: Protocolo de Extração Seqüencial proposto por WASSERMAN <i>et al.</i> (2005).	42
Figura 7: Relação carbono orgânico e CTC para todas as 36 amostras analisadas.	47
Figura 8: Concentração de radionuclídeos em biossólidos de diversas ETEs do Brasil.	49
Figura 9: Partição Geoquímica do Zn no solo.	52
Figura 10: Partição Geoquímica do Cu no solo.....	53
Figura 11: Partição Geoquímica do Ca no solo.....	54
Figura 12: Partição Geoquímica do Mn no solo.....	55
Figura 13: Partição Geoquímica do Fe no solo.	56
Figura 14: Partição Geoquímica do ^{210}Pb	57
Figura 15: Concentração de ^{210}Pb potencialmente biodisponível nas amostras de solo deste estudo.	58
Figura 16: Partição Geoquímica do ^{226}Ra	58
Figura 17: Concentração de ^{226}Ra potencialmente biodisponível nas amostras de solo deste estudo.	59
Figura 18: Partição Geoquímica do ^{228}Ra	61

Figura 19: Concentração de ^{228}Ra potencialmente biodisponível nas amostras de solo deste estudo.	61
Figura 20: Estoque de Zn ($\text{mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) em grãos de milho.	62
Figura 21: Estoque de Cu ($\text{mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) em grãos de milho.	63
Figura 22: Estoque de Ca ($\text{mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) em grãos de milho.	63
Figura 23: Estoque de Mn ($\text{mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) em grãos de milho.	63
Figura 24: Estoque de Fe ($\text{mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) em grãos de milho.	64
Figura 25: Estoque de ^{210}Pb ($\text{Bq}\cdot\text{ha}^{-1}$) em grãos de milho.	65
Figura 26: Estoque de ^{226}Ra ($\text{Bq}\cdot\text{ha}^{-1}$) em grãos de milho.	66
Figura 27: Estoque de ^{228}Ra ($\text{Bq}\cdot\text{ha}^{-1}$) em grãos de milho.	67
Figura 28 – Valores de FT para o ^{210}Pb	68
Figura 29 – Valores de FT para o ^{226}Ra	69
Figura 30 – Valores de FT para o ^{228}Ra	69
Figura 31 – Produtividade do milho.	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dados físicos dos radionuclídeos naturais mais relevantes	9
Tabela 2: Características químicas de lodos de esgoto (base seca) oriundos de ETEs do Brasil	25
Tabela 3: Quantidades de biossólidos aplicados, desde 1998, nos cultivos de milho. ...	33
Tabela 4: Características químicas dos biossólidos de diversas ETEs do Brasil	34
Tabela 5: Características químicas dos lodos de esgotos das Estações de Tratamento de Esgoto de Franca (LF) e Barueri (LB), localizadas no estado de São Paulo, utilizados nos plantios de milho desde 1998.	35
Tabela 6: Resultados médios de pH, capacidade de troca catiônica (CTC), Carbono orgânico, nitrogênio e fósforo encontrados na camada de 0-20 cm em função dos diferentes níveis e tipos de aplicação de biossólido.....	45
Tabela 7: Valores de pH, capacidade de troca catiônica (CTC), Carbono orgânico, nitrogênio e fósforo encontrados na camada de 0-20 cm em função dos diferentes níveis de aplicação de biossólido.....	47
Tabela 8: Valores de pH, capacidade de troca catiônica (CTC), Carbono orgânico, nitrogênio e fósforo encontrados na camada de 0-20 cm em função do tipo do biossólido aplicado.	49
Tabela 9: Valores mínimos e máximos de concentração de radionuclídeos naturais obtidos nos biossólidos dos E.U.A. e do Brasil.....	50
Tabela 10: Teores máximos de metais pesados (mg.kg^{-1}) aceitáveis em solo adubado com lodo de esgoto e teores limites de metais em grãos de cereais.	64
Tabela 11: Tabela de significância baseada na análise de variância seguindo o modelo de delineamento experimental (fatorial 2 x 6 em 3 blocos casualizados)	65

Tabela 12: Correlação do estoque de radionuclídeos naturais com o estoque de metais no milho.....	67
Tabela 13: Valores médios de FT solo-planta, pH e matéria orgânica do solo para o ²¹⁰ Pb, ²²⁶ Ra e ²²⁸ Ra em milho neste estudo e na literatura.	72

1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento urbano e industrial, houve um aumento na geração de resíduos e, conseqüentemente, na necessidade de tratamento desses resíduos. Em virtude disso, as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) tiveram sua capacidade aumentada, tendo como conseqüência o aumento da produção de lodo de esgoto.

Diversas outras localidades brasileiras estão produzindo lodo de esgoto, como, por exemplo, Brasília/DF, Curitiba/PR, Londrina/PR, Jundiaí/SP, Campinas/SP, Franca/SP, Barueri/SP, Presidente Prudente/SP, São José dos Campos/SP, Varginha/MG, Uberlândia/MG, Belo Horizonte/MG, Rio de Janeiro/RJ, Palmas/TO. Existe uma tendência de outras cidades, de médio e grande porte, passarem a tratar o esgoto nos próximos anos (RANGEL, 2003). Na Estação de Tratamento de Esgotos de Barueri, localizada no estado de São Paulo, a produção de lodo de esgoto (base seca) estimada até o ano de 2010 será de 294 toneladas por dia (PIRES, 2006).

Após ser higienizado e condicionado, o lodo de esgoto passa a ser conhecido como biossólido. Existem várias alternativas para o aproveitamento ou disposição final de biossólidos. As mais usuais são i) uso agrícola: aplicação direta no solo, fertilizante e solo sintético; ii) aplicação em plantações florestais; iii) disposição em aterros sanitários; iv) reutilização na indústria; v) disposição oceânica; vi) recuperação de solos: recuperação de áreas degradadas e recuperação de áreas de mineração (TSUTIYA *et al.*, 2002).

Do ponto de vista sócio-econômico-ambiental, a aplicação agrícola mostrou ser uma alternativa lógica e sensata para uso desse resíduo. Com o uso do biossólido, alguns atributos do solo (e.g.: pH, conteúdos de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo disponível) podem ser melhorados (TSADILAS *et al.*, 1995; LÓPEZ-MOSQUERA,

2000, SASTRE *et al.*, 2001). Porém, a presença de alguns poluentes pode restringir sua aplicação no solo, à medida que o acúmulo desses elementos pode causar maior absorção pelas plantas (CHANG *et al.*, 1992) e provocar sua entrada na cadeia alimentar. A capacidade dos solos em reter e fornecer poluentes é um importante fator para prever o impacto ambiental do uso de resíduos (ALLOWAY, 1990).

Os trabalhos científicos sobre a utilização dos biossólidos em áreas agrícolas têm demonstrado que a sua disposição no solo pode adicionar uma série de substâncias que podem alterar suas propriedades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas afetando, em geral, positivamente o desenvolvimento das plantas.

Porém, um efeito negativo inerente à aplicação de biossólidos é a possível incorporação de metais pesados no solo. Elevadas concentrações desses metais podem reduzir os níveis da biomassa microbiana do solo, inibir a fixação de N₂ e reduzir as atividades de certas enzimas (CAMERON *et al.*, 1997).

Os radionuclídeos remanescentes nos efluentes industriais, bem como os radionuclídeos naturais normalmente presentes no esgoto doméstico, quando liberados no meio ambiente após tratamento, são submetidos a inúmeros processos físicos, químicos e biológicos, que resultam na dispersão, diluição, concentração em materiais físicos e biológicos e transferência através de vários compartimentos ambientais (ICRP, 1978). No caso dos radionuclídeos naturais, estes tendem a ser concentrados nas lamas resultantes das estações de tratamento de água ou de esgoto, que, se usadas na agricultura, podem vir a atingir o homem via a cadeia alimentar (EUROPEAN COMMISSION, 2000).

Um levantamento da literatura revelou que existem poucos estudos biogeoquímicos sobre o comportamento do Pb, Ra e U em decorrência da aplicação de biossólido em solos tropicais. Também não foram encontradas informações sobre a

presença de radionuclídeos em biossólidos de ETEs, no entanto já existem informações sobre a presença de radionuclídeos em lodos de Estações de Tratamento de Água (ETA).

A produção estimada de biossólidos nos EUA chega a 13 milhões de toneladas por ano. Já os países europeus produzem cerca de 7 milhões de toneladas por ano. No Brasil, mais especificamente no estado de São Paulo, estima-se que 274 mil toneladas por ano, em base seca, são produzidas (TSUTIYA *et al.*, 2002).

A ETE-Barueri/SP, produz diariamente cerca de 127 m³ de lodo de esgoto (CORNU *et al.*, 2001), enquanto que a ETE-Franca/SP produz de 30 m³ a 50 m³. O lodo de esgoto produzido na ETE-Franca é de origem domiciliar e por este motivo é menos contaminado em metais pesados do que o lodo de esgoto proveniente da ETE-Barueri. A ETE-Barueri recebe tanto efluentes de origem domiciliar quanto de origem industrial.

Os metais pesados podem vir a contaminar a cadeia alimentar devido ao acúmulo desses elementos nas plantas cultivadas em solos que recebem continuamente aporte biossólido. Tais elementos, que são provenientes da atividade industrial, podem estar presentes nos biossólidos, uma vez que os esgotos sanitários tratados das ETEs têm em sua composição o esgoto domiciliar, o esgoto industrial e a água de infiltração.

De acordo com a norma CETESB (1999), a amostragem do solo deve ser realizada anualmente, ou antes, de uma nova aplicação de biossólido. A análise de fertilidade e condutividade do solo deve ser feita uma vez ao ano. Quanto à análise de metais, esta poderá ser realizada ao longo do perfil superficial do solo a cada cinco anos de aplicação de biossólido. Tal monitoramento permitirá uma avaliação do teor total destes elementos nos solos e nas plantas.

O milho é uma das culturas agrícolas mais recomendadas para o uso do biossólido. Devido à sua estrutura bastante protegida, a parte comestível do milho (grão)

geralmente apresenta concentrações de metais pesados menores do que raízes, folhas e caule. Esta característica garante a segurança alimentar, reduzindo os riscos de contaminação dos consumidores, no entanto, favorece a manutenção destes elementos na dinâmica do solo.

Para verificar o teor total de metais contidos em solos tratados com biossólidos pode-se utilizar a metodologia de digestão ácida em amostras de solo. Tal metodologia permite a avaliação de possíveis contaminantes do solo. Todavia, é de suma importância a aprovação de métodos mais confiáveis que predigam a biodisponibilidade, mobilidade e reatividade de metais presentes em solos adubados com lodo (McBRIDE, 1995).

A Comissão Europeia (EUROPEAN COMMISSION, 2000) e os Estados Unidos (ISCORS, 2003), ao avaliarem o impacto radiológico devido aos resíduos do tratamento da água, que contêm radionuclídeos, detectaram que os solos que recebem biossólidos como fertilizante, podem constituir um cenário relevante para o controle radiológico. As doses encontradas podem superar o limite estabelecido para público em alguns cenários em decorrência da ingestão de alimentos produzidos em solos tratados com biossólidos, devido à presença de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra (EUROPEAN COMMISSION, 2000).

O solo e a água superficial, assim como as plantas e os alimentos, podem conter níveis elevados de radionuclídeos naturais. Algumas fontes de água mineral fornecem, dependendo das fontes de águas subterrâneas, níveis elevados de radionuclídeos naturais.

A prática de aplicação de biossólidos em solos pode modificar a concentração dos radionuclídeos presentes naturalmente no solo. Após aplicações sucessivas de biossólido, os radionuclídeos podem se acumular nos solos. Este acúmulo pode favorecer a absorção dos radionuclídeos por plantas e provocar sua entrada na cadeia alimentar.

A aplicação de biossólidos nos solos modifica suas propriedades físicas, químicas e físico-químicas, podendo assim alterar a mobilidade de radionuclídeos que antes se encontravam adsorvidos, precipitados ou complexados na fase sólida ou na solução do solo.

A carência e a escassez de estudos nas zonas tropicais além da impossibilidade de transportar para estas regiões os resultados obtidos em pesquisas realizadas nas zonas temperadas justificam a necessidade de trabalhos que não só permitam a definição das características dos biossólidos e dos solos, como também gerem informações sobre as interações produzidas no decorrer do tempo (TSUTIYA *et al.*, 2002).

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo consiste em avaliar o efeito da aplicação de biossólidos de origem industrial e doméstica na dinâmica do ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra no sistema solo-planta em clima tropical.

Mais especificamente, este estudo se propõe a:

- Compreender os mecanismos de transferência de radionuclídeos no sistema solo/planta de clima tropical sobre o efeito da aplicação de biossólido.
- Gerar alguns valores necessários ao cálculo de dose e aos modelos de avaliação de risco radiológico, através da determinação do Fator de transferência solo/planta (FT) para ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra .
- Averiguar o efeito da aplicação de diferentes doses de biossólido na transferência de radionuclídeos no sistema solo-planta.
- Contribuir para a avaliação dos mecanismos de transferência solo/planta de poluentes inorgânicos em ecossistemas brasileiros.
- Avaliar a influência da origem do biossólido nas concentrações de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra através da análise de biossólidos de diferentes localidades.
- Verificar as possíveis interações iônicas entre os radionuclídeos naturais e os elementos estáveis (Ca, Mn, Fe, Zn, Cu) através da comparação dos resultados obtidos em área experimental com áreas agrícolas tradicionais.

Este estudo fornecerá informações que possibilitem compreender os mecanismos de transferência de radionuclídeos no sistema solo-planta de clima tropical.

3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

3.1 Exposição do homem à radiação natural

A radiação sempre esteve presente na biosfera, onde a vida se desenvolveu. A maior contribuição, para a exposição à radiação recebida pelo homem, é proveniente de fontes naturais.

As principais fontes de radiação natural que contribuem para a exposição do homem e do meio ambiente são:

- As radiações cósmicas e os radionuclídeos cosmogênicos, formados pela interação da radiação cósmica com o ar;
- As fontes terrestres de radiação, que são os radionuclídeos de meia-vida longa, que existem na terra desde a sua formação, bilhões de anos atrás, e que ainda não decaíram substancialmente (UNSCEAR, 1994).

Além destas, algumas atividades de mineração, que movimentam para a superfície da terra concentrações significativas de radionuclídeos naturais, podem levar a um aumento da radioatividade natural no sistema solo-planta, contribuindo para a exposição do público.

O esquema representado através da figura 1 mostra as principais fontes de radiação natural que estamos expostos diariamente, além da dose que cada tipo contribui.

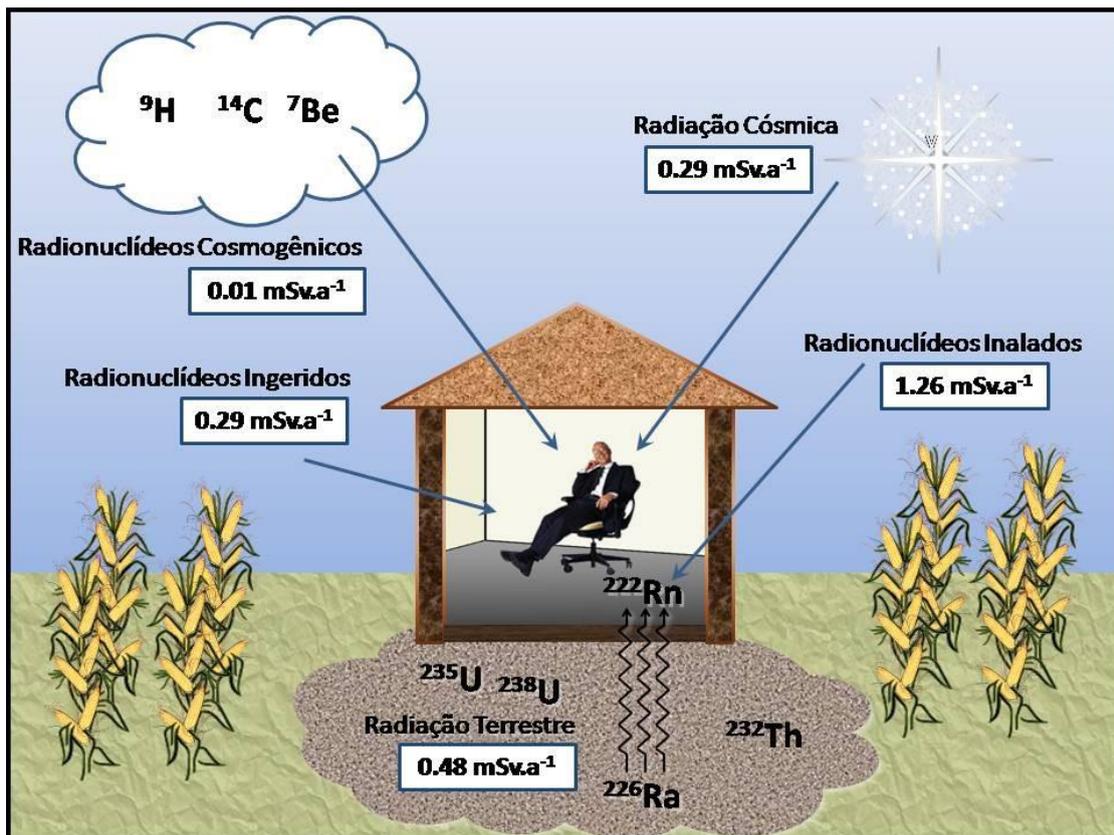


Figura 1: Esboço das principais fontes de radiação natural e as doses anuais que cada uma gera ao homem.
 Fonte: UNSCEAR (2000)

Os radionuclídeos naturais mais importantes são ⁴⁰K, e as famílias ²³²Th, ²³⁵U e ²³⁸U (Tabela 1). Urânio, tório e potássio estão presentes nos solos e rochas em várias concentrações. Estes nuclídeos e seus produtos de decaimento são encontrados no solo e em fontes de água natural, sendo que as concentrações específicas de cada elemento variam em função dos processos hidrogeológicos complexos (dissolução, transporte e processos de trocas de íons como também potenciais redox e condição de pH no sistema aquoso). A distribuição de concentração do radionuclídeos descreve as reações entre componentes presentes na fase sólida e líquida do solo (EUROPEAN COMMISSION, 2000).

Tabela 1: Dados físicos dos radionuclídeos naturais mais relevantes

Nuclídeo	Meia-Vida	Tipo de Radiação	Série de Decaimento
^{40}K	$1,28 \times 10^9$ a	β, γ	-
^{238}U	$4,47 \times 10^9$ a	α, γ	^{238}U
^{234}U	$2,5 \times 10^5$ a	α	
^{230}Th	$7,54 \times 10^4$ a	α, γ	
^{226}Ra	1600 a	α, γ	
^{222}Rn	3,825 d	α	
^{210}Pb	22 a	β, γ	
^{210}Po	138,4 d	α, γ	
^{235}U	$7,04 \times 10^8$ a	α, γ	^{235}U
^{231}Pa	$3,3 \times 10^4$ a	α, γ	
^{227}Ac	22 a	α, γ	
^{232}Th	$1,41 \times 10^{10}$ a	α, γ	^{232}Th
^{228}Ra	5,75 a	β	
^{228}Th	1,91 a	α	
^{224}Ra	3,64 a	α, γ	

Fonte: European Commission (2000)

3.2 Mecanismos Envolvidos na Dinâmica de Poluentes em Solos

Nas últimas décadas acentuou-se a preocupação quanto à contaminação e poluição do solo devido à grande expansão urbana e industrial. O avanço industrial e urbano resultou em uma grande carga poluidora, responsável pela geração de resíduos, que por

muito tempo, foram descartados indiscriminadamente no ambiente, provocando danos muitas vezes irreversíveis e de difícil recuperação.

Para avaliar o possível risco da aplicação de biossólidos em áreas agrícolas, é necessário conhecer a mobilidade e a biodisponibilidade de metais no solo.

A mobilidade pode ser definida como a distribuição dos elementos químicos no solo e sua capacidade de deslocamento neste ambiente (SILVEIRA, 2002). A biodisponibilidade é definida como a característica do elemento que está presente na solução do solo, se manter facilmente disponível para a assimilação das plantas, do homem e dos animais. A mobilidade e a biodisponibilidade estão relacionadas com a forma geoquímica e a solubilidade dos elementos (SILVEIRA *et al.*, 2003; GRI, 2000), além dos fatores que interferem na distribuição dos elementos químicos entre as fases sólida e líquida deste solo (DESMET *et al.*, 1990; Mc BRIDE *et al* 1997; SALAM & HELMKE, 1998).

A solubilidade dos elementos está diretamente relacionada com sua biodisponibilidade e movimentação no perfil do solo. Além disso, este parâmetro é controlado pelos processos de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução e complexação (Figura 2).

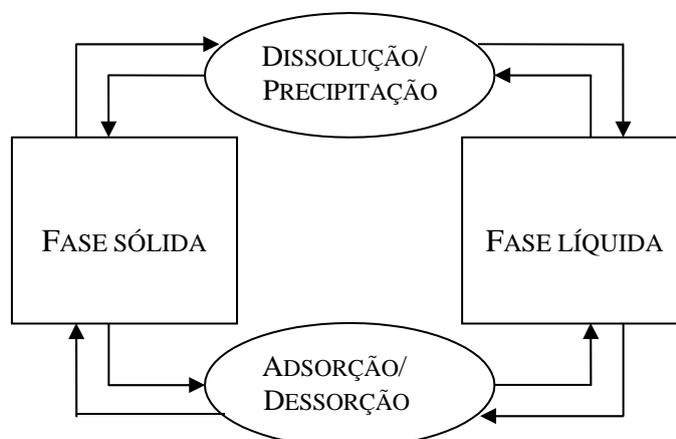


Figura 2: Tipos de interação entre a fase sólida e líquida do solo.

3.2.1 Adsorção e Dessorção:

O acúmulo de uma substância ou material na interface entre uma superfície sólida e uma solução, definido como adsorção, parece ser o processo químico mais importante no controle da biodisponibilidade e do comportamento de metais em solos (ALLOWAY, 1990; SPARKS, 1995). Além disso, é um importante fator que controla a atividade de metais não apenas em solos, mas também em corpos de águas (McBRIDE *et al.*, 1997; SALAM & HELMKE, 1998). Através da reação de adsorção, os metais são removidos da solução do solo e retidos na superfície dos colóides.

Os mecanismos de reações de troca iônica, ligações químicas específicas e retenção superficial em sítios ativos estão relacionados com os processos de adsorção que ocorrem na superfície das partículas (FRANKLIN, 2001).

A adsorção controla a concentração dos íons e complexos na solução do solo exercendo, então, influência muito grande na sua absorção pelas raízes das plantas. A mobilidade de contaminantes em solos e rochas e a formação de depósitos de minérios podem ser influenciadas pelo acúmulo de componentes de soluções insaturadas na superfície dos minerais, ocasionados pelo processo de adsorção (KARASYOVA *et al.*, 1999).

A reação de adsorção pode ser não-específica ou específica. Na primeira, os elementos são adsorvidos por forças eletrostáticas, ou seja, a adsorção ocorre seguida de uma dessorção de quantidades estequiométricas dos contra-íons; na segunda, a adsorção dependerá da natureza dos cátions e das propriedades da superfície do colóide. Cabe ressaltar que os íons com adsorção específica são mais fortemente retidos do que os íons adsorvidos não-especificamente (SILVEIRA, 2002). Com o tempo, a tendência é que

metais adsorvidos especificamente na superfície dos colóides difundam para o interior das partículas, dificultando sua posterior dessorção (BARROW, 1985).

A dessorção é a liberação de substâncias previamente adsorvidas é a liberação de soluto das partículas de solo para o fluido intersticial.

Nos solos, a mobilidade dos elementos-traço depende, fundamentalmente, das reações de adsorção e dessorção que ocorrem entre eles e os componentes sólidos do sistema. Estas reações são influenciadas por vários fatores, merecendo destaque a presença de ligantes orgânicos e inorgânicos (ALLOWAY, 1990; McBRIDE, 1994).

A forma físico-química do radionuclídeo pode modificar sua retenção pelo solo, e conseqüentemente sua absorção pelas plantas (PETERSON, 1983). Segundo OHTSUKA & TAKEBE (1990), citado por VIANA (2007), a migração de radionuclídeos nos solos é descrita com base no coeficiente de distribuição K_d , que é a razão entre a concentração de radionuclídeo presente no solo em condições de equilíbrio e a concentração de radionuclídeo presente na solução do solo.

O coeficiente de distribuição, K_d , é um dos parâmetros mais importantes usados para estimar a migração de radionuclídeos presentes em soluções aquosas em contato com sólidos. Quanto menor o K_d , menor será a sorção e, conseqüentemente, maior será a disponibilidade dos radionuclídeos para as plantas (STAUNTON *et al.*, 2002).

Para alguns autores, o uso de parâmetros regionais de migração contribui para uma estimativa mais realista da absorção dos radionuclídeos em plantas e ajuda a melhorar a avaliação de dose (KNATKO *et al.*, 1996).

3.2.1.1 Adsorção ou complexação orgânica

A matéria orgânica do solo consiste de uma mistura de produtos de origem animal e vegetal, em diferentes estágios de decomposição, além de substâncias sintetizadas química e biologicamente (MOREIRA, 2004). Os diferentes estágios de decomposição formam os compostos humificados e não humificados. Os compostos humificados formam um grupo complexo de substâncias tais como os ácidos húmicos e fúlvicos. Já os compostos não humificados, incluem os carboidratos, proteínas, aminoácidos, ácidos nucléicos, etc. Os materiais humificados e não humificados são denominados húmus do solo (MELFI & MONTES, 2002).

Os metais podem ser complexados pela matéria orgânica presente nos solos e nos ambientes aquáticos. A complexação orgânica é considerada um dos principais mecanismos que governam a solubilidade e biodisponibilidade de metais no sistema solo-planta (ROSS, 1994).

3.2.2 Precipitação/Dissolução

Segundo ROSS (1994), os principais processos que controlam a concentração de metais na solução do solo são os mecanismos de precipitação/dissolução, juntamente com os de adsorção/dessorção. As reações de precipitação e dissolução são importantes componentes para determinar as atividades dos elementos na solução do solo e são geralmente descritas pelo produto de solubilidade, quando um sólido dissolve-se para formar o soluto nesta solução (CAMARGO *et al.*, 2001). Esse fenômeno está normalmente associado a solos alcalinos e calcários, com concentrações relativamente altas de metais pesados, além de condições que favoreçam a baixa solubilidade desses

metais ou sítios reduzidos de adsorção específica (BRÜMMER *et al.*, 1983; ROSS, 1994).

3.3 Fatores que influenciam as interações entre a fase sólida e líquida do solo

A magnitude dos processos supracitados é influenciada pelos vários atributos dos solos, incluindo o pH, textura e composição mineral (teor e tipos de argilas, teor de óxidos de ferro, alumínio e manganês), capacidade de troca de cátions (CTC), potencial de oxi-redução, teor de matéria orgânica, composição da solução do solo e temperatura do ambiente (ALLOWAY, 1990; OLIVEIRA, 2000).

A capacidade de troca de cátions do solo (CTC) é definida como sendo a soma total dos cátions que o solo pode reter na superfície coloidal prontamente disponível à assimilação pelas plantas (EMBRAPA, 1997). Tal parâmetro está diretamente relacionado com a capacidade do solo em adsorver os cátions, ou torná-los disponíveis, através de ligações eletrostáticas (MEURER, 2004). A CTC está diretamente relacionada com a disponibilidade dos sítios de adsorção, ou seja, quanto maior for a CTC de um solo, mais sítios de adsorção estarão disponíveis para adsorver metais.

O fenômeno de troca de cátions controla elementos como Ca e Mg, que geralmente estão presentes na solução do solo, sendo retidos nas superfícies das argilas e matéria orgânica carregadas negativamente (MEURER, 2004).

A CTC do solo é influenciada pelo pH da solução. Com o aumento do pH, a superfície de cargas negativas é aumentada, favorecendo a atração eletrostática entre o sorvente e o metal (SPOSITO, 1989). A elevação do pH resulta em maior quantidade de metal adsorvido, a menos que existam ligantes na solução capazes de competir com o metal pela superfície dos grupos funcionais (SILVEIRA, 2002).

O cálcio está presente no solo na forma de cátion (Ca^{2+}), sendo geralmente dominante no solo, mesmo em pH baixo. O teor do cátion magnésio (Mg^{2+}) nos solos geralmente é inferior ao de cálcio, porque o magnésio é mais solúvel, podendo ser lixiviado mais facilmente (VIANA, 2007).

O pH define o comportamento dos elementos químicos no solo e também o comportamento dos seres vivos (fauna e flora). O pH determina as formas nas quais os elementos químicos estarão contidos nas soluções que percolam o solo. Em função do pH do solo e do pKa dos elementos (constante de acidez), pode-se prever sua existência sobre uma forma catiônica ou aniônica, sob forma de hidróxido ou ainda sob forma de sais. A mobilidade dos elementos presentes no solo pode ser definida através da solubilidade dos produtos formados. Caso o pH do solo seja menor que o pKa do elemento, este será encontrado sob forma de cátion e, portanto, se apresentará sob uma forma com maior mobilidade. Ao contrário, se o pKa for menor que o pH, a forma dominante será o hidróxido e, portanto, menos solúvel (MELFI & MONTES, 2002).

As reações químicas e processos biológicos são modificados por alterações que ocorrem no ar do solo. Em concentrações mais elevadas de oxigênio criam-se as condições de um ambiente mais oxidante, onde os processos aeróbicos se desenvolvem e as espécies químicas tendem a encontrar-se em suas formas oxidadas. Ao contrário, em baixas concentrações de oxigênio são criadas condições de um ambiente anaeróbico, com propriedades redutoras, no qual as espécies químicas serão encontradas em suas formas reduzidas. O potencial redox (Eh) permite medir o estado de maior ou menor redução do solo. Quanto menor o valor do Eh, maior será o estado de redução do solo (MEURER, 2004).

A seqüência da redução é determinada, principalmente, pelo tipo e concentração dos compostos sujeitos à redução. Como as reações de oxi-redução seguem uma

seqüência termodinâmica relacionada à facilidade em receber elétrons, um composto de menor afinidade sofrerá redução apenas depois que a concentração do composto de maior afinidade for baixa (MEURER, 2004). Assim, como a seqüência de prioridade de redução é nitrato, óxidos de manganês, óxidos de ferro e sulfato, ocorrerá redução de quantidades significativas de manganês apenas depois que o nitrato for reduzido quase que totalmente (MEURER, 2004).

A solubilidade de alguns cátions como potássio, cálcio e magnésio, é aumentada nestas reações de oxi-redução, pois estes são deslocados para a solução do solo pelo manganês e, principalmente, pelo ferro, que ocupa proporção considerável dos sítios de troca devido à sua alta concentração (MEURER, 2004).

3.4 A Transferência Solo-Planta de Radionuclídeos

A transferência de radionuclídeos através da cadeia alimentar é bastante complexa e envolve muitos processos, normalmente dependentes do radionuclídeo e das características do local (ROCHEDO & WASSERMAN, 2003). O comportamento dos radionuclídeos nos diversos compartimentos ambientais é característico para cada elemento e para cada tipo de superfície contaminada. A contaminação de superfícies por radionuclídeos de meia-vida longa freqüentemente leva a situações de exposição crônica. Geralmente, a atividade depositada no solo representa um papel importante nas exposições de médio e longo prazo de indivíduos do público (VIANA, 2007).

Segundo ROCHEDO & WASSERMAN (2003), o solo contaminado pode ser uma fonte inicial de contaminação para: águas subterrâneas, devido a processos físico-químicos que favorecem a migração vertical ou horizontal no solo; para águas de superfície, por processos de erosão e transporte de solos contaminados; para o ar, por

processos de ressuspensão; para as plantas, por processos de absorção radicular e/ou foliar e posterior translocação para outras partes da planta e para animais, através da ingestão de solo ou de alimentos contaminados.

A abundância de nutrientes na solução do solo pode afetar a absorção radicular de radionuclídeos que sejam análogos químicos de nutrientes devido à provável competição por carreadores no processo de absorção vegetal. Assim, a redução na transferência do solo para as plantas de um determinado radionuclídeo poderá ocorrer caso a concentração de nutrientes essenciais do seu análogo químico para as plantas seja alta nos solos. (WASSERMAN *et al.*, 2002).

Após a deposição dos radionuclídeos nas camadas superficiais do solo, estes poderão ser arrastados, por lixiviação, para outros sítios ou migrar para camadas mais profundas, ou podem continuar retidos no solo. Os radionuclídeos contidos no solo podem ser absorvidos pelas plantas, através de suas raízes, e migrar no interior destas de forma ascendente. Tais processos são de extrema importância, principalmente, para os radionuclídeos de meia-vida longa (UNSCEAR, 2000).

As propriedades dos solos, (e.g. a textura do solo, o tipo de argila, a capacidade de troca catiônica, a composição mineralógica, o conteúdo de matéria orgânica, o pH e a presença de outros íons em solução), as propriedades fisiológicas dos vegetais, as propriedades do radionuclídeo e o tempo de contaminação são parâmetros que influenciam na transferência solo-planta (VAN BERGEIJK *et al.*, 1992; BAN-NAI *et al.*, 1999 ; NOORDIJK , *et al.*, 1992).

O Fator de Transferência (FT) é o parâmetro que descreve numericamente a interação entre os compartimentos solo e planta para um determinado radionuclídeo em sistemas agrícolas. Para efeito de cálculo, leva-se em conta o conteúdo total do

radionuclídeo presente na parte comestível da planta cultivada segundo recomendações agronômicas regionais:

$$FT = A_p/A_s$$

Onde, A_p é a atividade na planta em Bq/kg de peso seco) e A_s é a atividade no solo em Bq/kg de peso seco, considerando a camada do topo aos primeiros 20 cm do solo (IUR,1989).

Para critérios de avaliação do risco ambiental oriundo de atividades que produzem, incrementam, dispersam ou usam materiais radioativos, o FT é considerado um parâmetro relevante (BAN-NAI et al., 2002).

3.5 Chumbo:

O chumbo ocorre como contaminante ambiental e as concentrações deste elemento no meio ambiente cresceram de acordo com o aumento do seu uso industrial. Com o advento da Revolução Industrial, as concentrações de chumbo no meio ambiente elevaram-se de forma alarmante, principalmente devido à introdução de compostos orgânicos de chumbo (chumbo tetraetila) como aditivo para gasolina.

O Pb pode ter dois estados de oxidação: II e IV. Entretanto, na natureza ele ocorre principalmente como Pb (II) (DAVIES, 1990). Existem quatro isótopos estáveis, cuja abundância relativa é mostrada entre parênteses: ^{206}Pb (24,1%); ^{207}Pb (22,1%); ^{208}Pb (52,4%); ^{204}Pb (1,4%) (HAMMOND, 2000). A variável composição isotópica é resultante do lento decaimento radioativo dos isótopos de U e Th para formação de isótopos estáveis de Pb.

O ^{210}Pb , presente na geosfera, deriva do gás radônio emanado de rochas contendo urânio (e seus descendentes). Uma vez presente na atmosfera, o ^{210}Pb pode atingir o solo, as plantas e o meio aquático através da deposição gravimétrica dos aerossóis (deposição seca) ou através dos aerossóis arrastados pela chuva ou pela neve (deposição úmida) (EWERS *et al.*, 2003).

As características geoquímicas do Pb, em alguns casos, assemelham-se ao grupo dos metais alcalinos terrosos, o que determina a habilidade do Pb em deslocar K, Ba, Sr e Ca em minerais e sítios de sorção (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2000). Por este motivo, o Pb é considerado um dos metais menos móveis, acumulando-se naturalmente nos horizontes superficiais. A forma química na qual o Pb é encontrado pode variar de maneira considerável em função do tipo de solo. A associação do Pb ocorrer principalmente com minerais de argila, oxi-hidróxidos de Fe, Al e Mn, além da matéria orgânica. Em alguns solos, o Pb pode estar concentrado em partículas de CaCO_3 ou em fosfatos (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2000).

Segundo SILVA (1995), a concentração total de Pb nos solos agrícolas varia, geralmente, de 2 a 200 mg kg^{-1} , concentrando-se nas camadas superficiais.

A contaminação do solo pelo chumbo pode advir de forma natural ou geológica, como também através de atividades exercidas pelo homem (mineração, indústria, transporte e práticas agrícolas). Sendo assim, o teor de chumbo nos solos varia de região a região: em regiões próximas às vias de tráfego intenso e de indústrias, os teores de chumbo são bem mais elevados que aqueles encontrados em áreas isoladas (LARINI, 1993).

O solo é considerado um dos depósitos principais de chumbo, pois ao alcançá-lo, este contaminante pode ali permanecer indefinidamente. O chumbo, presente no solo, pode estar sob diversas formas: relativamente insolúvel (sulfato, carbonato ou óxido),

solúvel, adsorvido, adsorvido e co-precipitado como sesquióxido, adsorvido em matérias orgânicas coloidais ou complexado no solo (IPCS, 1995).

O pH do solo influencia a mobilidade do metal no solo, que pode sofrer modificações, formar compostos menos solúveis e tornar-se menos disponível. Em altos valores de pH, ocorre a precipitação do Pb como hidróxido, fosfato ou carbonato. Além disso, o pH elevado também influencia na possível formação de complexos Pb-matéria orgânica (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2000). Em solos com baixo valor de pH, assim como naqueles com pH próximo da neutralidade, o Pb pode reagir com o sulfato. Em virtude do Pb ser retido fortemente pelo complexo coloidal, a disponibilidade deste elemento do solo para as plantas é baixa (RANGEL, 2003).

Segundo KABATA-PENDIAS E PENDIAS (2001), aproximadamente, 55% do Pb total do solo estão na forma residual, 10% ligado à matéria orgânica, 28% associado a óxidos de Fe e Mn, 5% na forma trocável e 2% na forma solúvel.

AUBERT & PINTA (1977) relatam que o Pb tende a associar-se predominantemente com os constituintes orgânicos, em virtude da adição de resíduos orgânicos ao solo. Por este motivo, o Pb tende a acumular-se principalmente nos horizontes húmicos e argilosos dos solos.

Segundo LARINI (2003), a exposição ao chumbo produz efeitos a longo prazo, os quais persistem mesmo após o desaparecimento dos sintomas clínicos, sendo as crianças mais susceptíveis: mesmo em pequenas concentrações na corrente sanguínea, o chumbo pode causar sérios danos ao sistema nervoso central, podendo reduzir de maneira significativa o QI e a capacidade de aprendizado de uma criança normal (LARINI, 1993). Embora o chumbo seja muito pouco absorvido nos intestinos, seu efeito é cumulativo, concentrando-se finalmente nos ossos.

3.6 Rádío

O rádio é um metal prateado naturalmente radioativo, pertencente ao grupo dos metais alcalinos terrosos, formado a partir do decaimento do urânio (^{226}Ra) e do tório (^{228}Ra). Segundo MOLINARI & SNODGRASS (1990), são reportados 16 isótopos de rádio com números de massa entre 213 e 230 e somente quatro são encontrados na natureza por possuírem meia-vida compatível com os processos ambientais. Estes quatro isótopos, ^{226}Ra ($t_{1/2} = 1622$ a), ^{228}Ra ($t_{1/2} = 6,7$ a) e ^{224}Ra ($t_{1/2} = 3,64$ d), e ^{223}Ra ($t_{1/2} = 11,1$ d), são membros intermediários de três séries de decaimento radioativo de ocorrência natural: ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U , respectivamente. O ^{226}Ra é o isótopo mais importante de ocorrência na natureza, devido à sua meia-vida longa (1622 a), associada à abundância do seu precursor (^{238}U).

O rádio possui uma química relativamente simples. Somente o estado bivalente é conhecido e em virtude do seu caráter extremamente alcalino, o íon divalente não é facilmente complexado. O rádio tende a formar sais de sulfatos, carbonatos e cromatos insolúveis. Já os sais de cloreto, brometo, nitrato e hidróxidos de rádio são solúveis em água (MOLINARI E SNODGRASS, 1990). A tendência do rádio em adsorver-se na matéria orgânica é cerca de dez vezes maior do que em argilas. Para cátions comuns esta relação é de três vezes. Pode-se concluir que a afinidade do rádio por sítios de troca orgânicos é um pouco maior que para íons comuns, embora isso não prove que exista uma formação de complexos. (FRISSEL E KÖSTER, 1990).

O rádio é encontrado nas rochas e solos em quantidades muito pequenas. Em caso de ingestão, cerca de 80% desse radionuclídeo são excretados e o restante irá para a corrente sanguínea. Devido à sua similaridade com o cálcio, o rádio tende a depositar-se nos ossos.

PONTEDEIRO (2006) relata que as concentrações típicas encontradas na atmosfera são de 3 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ para o ^{226}Ra e 6 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ para o ^{228}Ra . A quantidade de rádio na água tem níveis usuais da ordem de 0,034 a 0,52 Bq/l, com valores da ordem de 0,004 a 0,019 Bq/l para o ^{226}Ra e 0,011 a 1,18 Bq/l para o ^{228}Ra . Para o ^{226}Ra , a concentração média apresentada em solos varia de 0,003 a 0,14 Bq/g, enquanto que nos alimentos a média é de 0,02 Bq/g.

3.7 Lodo de Esgoto ou Biossólido

Entende-se por esgoto toda água residuária, ou seja, água usada em atividades domésticas ou industriais, que é lançada nos sistemas de captação de esgoto e direcionada para estações de tratamento de esgotos ou lançada diretamente nos mananciais hídricos superficiais.

A composição do esgoto varia enormemente em função do local de origem, ou seja, de uma área tipicamente residencial ou tipicamente industrial, da época, do ano e do nível social da comunidade. (BETTIOL & CAMARGO, 2000). Contudo, a quase totalidade do esgoto doméstico é constituída por água. Durante o processo de tratamento ocorre a separação das frações sólida e líquida. A fração sólida é constituída por componentes orgânicos (proteínas, carboidratos e lipídeos) e inorgânicos (areia, sais e metais), sendo submetida a tratamentos subseqüentes com a finalidade de reduzir a carga orgânica, o número de organismos patogênicos, a atratividade a vetores de transmissão de doenças, maus odores e o teor de umidade. (BETTIOL & CAMARGO, 2000). A remoção de sólidos grosseiros e de areia também é denominada de tratamento preliminar. Este deve sempre ser utilizado como primeira parte de uma estação de

tratamento de esgoto (ETE), precedendo as demais unidades. A remoção de sólidos grosseiros é normalmente feita em grades de barras. De um modo geral, em seguida, vem à etapa de estabilização que é conseguida através de redução biológica, oxidação química da matéria orgânica, adição de produtos químicos no lodo de modo a impedir a sobrevivência dos microorganismos e aplicação de calor para desinfetar ou esterilizar o lodo (TSUTIYA *et al.*, 2002). Por fim, ocorre o condicionamento, que é um processo para melhorar as características de separação das fases sólido-líquida do lodo, seja por meios físicos ou químicos. Neste caso, ocorre a neutralização ou desestabilização das forças químicas ou físicas atuantes nas partículas coloidais e no material particulado em suspensão, imersos na suspensão, permitindo que as partículas pequenas se juntem para formar agregados maiores, ou seja, flocos. Com isso, gera-se o lodo de esgoto ou biossólido (TSUTIYA *et al.*, 2002).



Figura 3: Disposição de biossólidos em solos agrícolas

A disposição de biossólidos nos solos agrícolas (Figura 3) ou florestais constitui um dos procedimentos mais adequados e econômicos para reciclagem deste tipo de resíduo. Mas, também, pode ser utilizado para as seguintes alternativas: disposição em aterro sanitário, reuso industrial, incineração, conversão do lodo em óleo combustível, recuperação de solos, disposição oceânica (BETTIOL & CAMARGO, 2000). No Brasil, esta prática tem sido pouco utilizada, pois, até recentemente, a maior parte das águas servidas era lançada diretamente, sem tratamento, nos cursos de água. Entretanto, este quadro está se transformando muito rapidamente e muitas cidades brasileiras possuem hoje estações de tratamento de esgoto que começam a produzir quantidades crescentes de resíduos. Em 2002, 22 milhões de habitantes eram servidos por algum tratamento de esgoto. Já em 2005, esse número aumentou para 25,5 milhões (IBGE, 2005). Além disso, desde 2006, a resolução nº 359 do Conama (CONAMA, 2006) regula o uso de biossólidos na agricultura.

TSUTYIA (2002) realizou estudos comparativos, entre os biossólidos produzidos em diversas ETEs do Brasil, quanto às concentrações de metais pesados e os principais parâmetros de valor agrônomo. Os resultados deste estudo estão representados na tabela 2. Quanto aos resultados obtidos, podemos observar que a origem do lodo pode gerar uma grande variabilidade em termos quantitativos, no que se refere aos elementos analisados.

Tabela 2: Características químicas de lodos de esgoto
(base seca) oriundos de ETEs do Brasil

	<i>ETE Barueri</i>	<i>ETE Franca</i>	<i>ETE Suzano</i>	<i>ETE Lavapés</i>	<i>ETE Brasília</i>	<i>ETE Humaitá</i>	<i>ETE Bichoró</i>
N total (g.kg ⁻¹)	22,5	55,3	23,1	45,0	55	41,0	48,4
P (g.kg ⁻¹)	14,8	0,93	2,65	2,59	30	0,6	2,89
K (g.kg ⁻¹)	0,1	2,6	1,0	3,9	3,5	1,5	1,0
M.O. (g.kg ⁻¹)	444	652	410	526	525	634	713
Ca (g.kg ⁻¹)	72,9	20,0	146	133	45	19,5	6,3
Mg (g.kg ⁻¹)	N.D.	2,2	2,2	2,7	3,5	2,7	2,4
Zn (mg.kg ⁻¹)	1870	1560	2705	682	1060	549	556
Cu (mg.kg ⁻¹)	348	160	543	120	186	136	231
Fe (mg.kg ⁻¹)	15117	11995	40454	10461	N.D.	8064	69348
Cd (mg.kg ⁻¹)	18	7	6	6	10	1,5	2,6
Pb (mg.kg ⁻¹)	189	31	245	151	50	65	74
Mo (mg.kg ⁻¹)	13	5,5	19	25	N.D.	1,4	4
Ni (mg.kg ⁻¹)	349	34	227	32	34	13	12
pH	11	6,3	11,5	12,6	7,9	5,6	3,9

M.O. – Matéria Orgânica; N.D. – Não disponível
Fonte: Adaptado de Tisutyia (2002)

3.7.1 Impacto do uso de biossólidos

a) Para nutrição das plantas:

As plantas necessitam, no solo, para crescer, de 13 elementos químicos existentes a saber: N, P, K, Ca, Mg e S, considerados macronutrientes, além de Cu, Fe, Mn, Zn, Mo, B e Cl, denominados micronutrientes. Neste sentido, foi constatado que, com exceção do K, o biossólido pode fornecer quantidades adequadas de quase todos os elementos nutrientes para diferentes tipos de cultura, uma vez que incorpora ao solo

quantidades significativas de macro e micronutrientes (BETTIOL & CAMARGO, 2000).

b) Sobre as propriedades físicas do solo:

Com a utilização de bioossólidos verificou-se uma tendência de aumento da porosidade total do solo, melhorando a circulação de gases e da solução do solo (TSUTIYA *et al.*, 2002). Também observa-se que o bioossólido atenua a plasticidade e pegajosidade, além de tornar a matriz do solo mais escura, influenciando sua capacidade de absorver a energia solar, com reflexos na temperatura (BETTIOL & CAMARGO, 2000).

c) Sobre as propriedades químicas:

O aumento dos teores de matéria orgânica provocado pela adição de bioossólido leva a um aumento na capacidade de troca de cátions (CTC) aumentando, assim, a fertilidade do solo, uma vez que praticamente toda CTC se encontra ligada à matéria orgânica.

O pH é outro parâmetro que pode ser alterado de acordo com o tipo de bioossólido adicionado. Se a sanitização envolveu o uso de cal, então, de uma maneira geral, verifica-se um aumento de pH. No entanto, outros processos, tais como os que envolvem o uso de polieletrólitos, podem levar a uma tendência de acidificação por conta de processos biológicos de decomposição da matéria orgânica (BROFAS *et al.*, 2000).

d) Sobre a composição da matéria orgânica do solo:

O impacto da aplicação do bio sólido se dá pelo aumento das frações húmicas, principais responsáveis pelas reações de complexação de elementos químicos nos solos (ALMEIDA, 2007).

e) Sobre a contaminação do solo:

A aplicação de bio sólidos pode provocar danos ao meio ambiente devido ao possível aporte de organismos patogênicos, compostos orgânicos tóxicos e metais tóxicos (TSUTIYA *et al.*, 2002).

A presença de microorganismos patogênicos causa um problema potencial de poluição biológica, na medida em que se verifica a possibilidade de sua disseminação pelo ambiente. A combinação de organismos patogênicos com matéria orgânica pode causar outro tipo de problema ambiental que é atração de vetores (BETTIOL & CAMARGO, 2000).

Os metais tóxicos derivados do bio sólido podem se estabelecer em várias formas no solo. Parte desses integra a estrutura dos minerais primários e secundários do solo, compondo a fração estrutural. Outra parte pode ocorrer na forma de precipitados, formando, por exemplo, óxidos e hidróxidos. Outra fração pode estar complexada à matéria orgânica formando quelatos. Por fim, uma quarta fração, ligada eletrostaticamente ao complexo coloidal do solo, estabelece, constantemente, equilíbrio com a fração solúvel do solo (DAS *et al.*, 1995; D'AMORE *et al.*, 2005). Considerando que apenas são absorvidos pelas plantas elementos que estão em solução, ganham importância as frações ligadas eletrostaticamente e aquela complexada às substâncias húmicas.

Biossólidos oriundos de regiões industrializadas, notadamente, podem causar impacto ambiental por possuírem um grande número de compostos orgânicos complexos, sendo os mais importantes o grupo das bifenilas, policloradas e dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, sendo estes últimos carcinogênicos e outros como: agrotóxicos clorados, derivados do benzeno, dioxinas e furanos, fenolpentaclorofenol, cloreto de vinila, benzeno, clorometileno, metiletilcetona, tetracloroetileno, triclorometileno, hexaclorobutadieno etc (TSUTIYA *et al.*, 2002).

3.7.2 Desvantagens do Uso de Biossólidos na Agricultura

A presença de metais pesados restringe sua aplicação no solo, à medida que o acúmulo desses elementos pode causar maior absorção pelas plantas (CHANG *et al.*, 1992) e provocar sua entrada na cadeia alimentar. Vários trabalhos (AMARAL SOBRINHO *et al.*, 1992; LIMA, 2001) têm destacado a presença de alguns destes elementos, dentre eles Cd, Cu e Pb, em alguns materiais usados para melhoria das condições químicas e físicas dos solos. Assim, a aplicação de calcário, biossólidos, fertilizantes fosfatados, resíduos industriais, pesticidas e aterros sanitários são exemplos de práticas que podem, eventualmente, elevar a concentração de elementos-traço nos solos (ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001). Um dos metais pesados mais comumente presente no biossólido é o chumbo que pode comprometer, à longo prazo, a sustentabilidade do meio ambiente causando riscos à saúde humana.

Portanto, para que possa ser avaliado o possível risco do uso de biossólidos deve-se conhecer a mobilidade e a biodisponibilidade de metais no solo (SILVEIRA, 2002). Nesse contexto, diversos estudos sobre a determinação de diferentes espécies de elementos traço foram fortemente incentivados, já que os efeitos ecotoxicológicos de

um elemento químico, assim como o seu comportamento ambiental (transporte, reatividade, mobilidade etc), dependem totalmente da sua forma química (ALLEN, 1993; HAYES & TRAINA, 1998).

3.7.3 Legislação sobre biossólidos:

Os metais pesados presentes no biossólido têm recebido uma atenção considerável nos Estados Unidos e União Européia. Nos EUA, a Agência de Proteção Ambiental (United States Environmental Protection Agency - USEPA) controla o uso e distribuição do biossólido através da norma EPA 503 (USEPA Clean Water Act 503 Regulations).

Na União Européia, foram autorizados comitês científicos independentes para revisar as regras de uso e aplicação de biossólidos em solos agrícolas no que se refere à fertilidade do solo, proteção dos alimentos e aspectos da saúde animal quanto aos elementos potencialmente tóxicos.

No Brasil, em novembro de 2003, a Câmara Técnica de Saúde, Saneamento Ambiental e Gestão de Resíduos do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA, em resposta a uma solicitação realizada pela EMBRAPA, determinaram que fosse formado um grupo de trabalho para elaborar uma Resolução regulamentando o uso agrícola de lodo de esgoto. O grupo de trabalho, formado por representantes de diferentes setores envolvidos com o tema, como companhias de saneamento, órgãos ambientais, instituições de pesquisa, entre outros, finalizou seus trabalhos em maio de 2005. Em outubro e novembro do mesmo ano, a Câmara Técnica de Saúde, Saneamento Ambiental e Gestão de Resíduos e a Câmara Técnica de Assuntos Jurídicos adequaram

e aprovaram a versão da resolução encaminhada pelo grupo de trabalho. Em 2006, a Resolução CONAMA que regulamenta o uso agrícola de lodo de esgoto foi publicada.

É importante ressaltar que, no estado de São Paulo, a aplicação de resíduos de tratamento biológico no solo já era regulamentada pelas normas estabelecidas pela CETESB. Através da Norma P4230, o estado de São Paulo estabeleceu critérios para a utilização do lodo de esgoto em áreas agrícolas (CETESB, 1999). (RANGEL, 2003).

3.8 Fracionamento de Metais no Solo

A complexidade das possíveis reações no solo, normalmente restringe os estudos sobre distribuição de espécies metálicas, na fase sólida, a procedimentos analíticos operacionalmente definidos (TACK & VERLOO, 1995; DEAN *et al.*, 1998). Nesse sentido, a maioria dos esquemas de fracionamento baseia-se em extrações simples, que visam medir a biodisponibilidade de dado elemento (ROSS, 1994; KOT & NAMIESNIK, 2000), ou em extrações seqüenciais, que tentam mostrar o compartimento em que se localiza dado elemento químico (DAS *et al.*, 1995; HAYES & TRAINA, 1998). A maioria dos estudos ambientais que envolvem a parte sólida do solo utiliza essa última técnica que contempla, em geral, as seguintes fases (SHUMAN, 1985; DAS *et al.*, 1995; URE & DAVIDSON, 1995):

- solúvel em água
- trocável
- ligado a carbonatos
- ligado à matéria orgânica
- residual

Contudo, vários são os problemas relativos às técnicas de extração propriamente ditas (ROSS, 1994; HAYES & TRAINA, 1998; KOT & NAMIESNIK, 2000): i) falta de seletividade dos extratores; ii) readsorção e redistribuição do elemento durante o processo de extração; iii) influência da relação solo: solução extratora na distribuição do elemento de interesse; iv) mudança da solubilidade dos compostos minerais e orgânicos durante o curso das extrações.

Assim mesmo, pelo fato de permitir a comparação de frações quimicamente similares, a extração seqüencial tem sido preferida nos estudos de especiação da fase sólida do solo (TACK & VERLOO, 1995; QUEVAUVILLER, 1998; WASSERMAN *et al.*, 2005).

A técnica de extração seqüencial de metais é especialmente utilizada para determinar as formas de metais adicionados ao solo via biossólido (SHUMAN, 1985). A extração seqüencial permite avaliar, em curto prazo, a mobilidade dos metais introduzidos no solo e a redistribuição dos mesmos com o tempo.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da Área Experimental

As amostras de solo e planta foram coletadas em um ensaio instalado desde 1998, no campo experimental do Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental (CNPMA), localizado em Jaguariúna, estado de São Paulo (latitude 22°S, longitude 47°W e altitude de 570 m), em Latossolo Vermelho Distroférico textura argilosa (Typic Haplustox, pela classificação americana) cujas características físicas e químicas analisadas, na camada de 0-20 cm, antes do início do estudo foram as seguintes: pH em água=5,8; M.O. =25,5 g kg⁻¹; P=3,5 mg dm⁻³; K=1,51; Ca=27,5; Mg=8,5; Al=1; H=35; CTC=73,5 mmolc dm⁻³; V%=50,8; e argila=450 g kg⁻¹.

4.2 Delineamento experimental e tratamentos:

O delineamento experimental foi feito em blocos casualizados com dois tipos de bio-sólido, seis tipos de tratamento e três repetições (2 x 3 x 6) totalizando 36 amostras. As parcelas apresentavam dimensões de 20 x 10 m, perfazendo uma área de 200 m². Os tratamentos estudados constaram: 1. testemunha absoluta (Test); 2. fertilização mineral com base na análise do solo (NPK); 3. bio-sólido com base na sua concentração de nitrogênio e mantendo a quantidade de nitrogênio aplicada no tratamento dois (1N); 4. duas vezes a concentração de bio-sólido do tratamento três (2N); 5. quatro vezes a concentração de bio-sólido do tratamento três (4N); e 6. oito vezes a concentração de bio-sólido do tratamento três (8N). Desse modo, as doses de bio-sólido aplicadas, em

base seca, foram calculadas tendo como base o teor de nitrogênio nos biossólidos estudados e a necessidade de N do milho, de acordo com as recomendações da Norma P 4230 da CETESB (1999). A Tabela 3 indica as quantidades de biossólido utilizados.

Tabela 3: Quantidades de biossólidos aplicados, desde 1998, nos cultivos de milho.

<i>Biossólidos (kg.ha⁻¹ – base seca)</i>					
	1°	2°	3°	4°	5°
Test	-	-	-	-	-
NPK	-	-	-	-	-
F1N	3014	3504	3766	4432	4300
F2N	6028	7008	7533	8863	8700
F4N	12057	14017	15065	17726	17400
F8N	24113	26033	30131	35452	34800
Test	-	-	-	-	-
NPK	-	-	-	-	-
B1N	8095	3995	5315	5295	3200
B2N	16190	7991	10631	10591	6500
B4N	32381	15981	21262	21182	12900
B8N	64762	31962	42524	42363	25800

F = Biossólidos da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Franca, SP. B = Biossólidos da ETE Barueri, SP.

Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; F1N, F2N, F4N e F8N = doses do biossólido de Franca necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do biossólido de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

4.3 Biossólidos

Neste trabalho avaliamos sete tipos de biossólido fornecidos pelas Estações de Tratamento de Esgoto de Barueri (SP), Franca (SP), Jundiaí (SP), Vila União (TO), Brejo Comprido (TO), Alegria (RJ) e Brasília (DF). A composição química desses biossólidos usadas neste estudo é apresentada na Tabela 4.

Tabela 4: Características químicas dos biossólidos de diversas ETEs do Brasil

	<i>ETE Jundiaí</i>	<i>ETE Vila União</i>	<i>ETE Brejo Comprido</i>	<i>ETE Barueri</i>	<i>ETE Franca</i>	<i>ETE Alegria</i>	<i>ETE Brasília</i>
Ca (g kg ⁻¹)	13±1,3	4±0,1	105±3,7	16±0,5	9±0,1	17±1,3	7±0,7
Mg (g kg ⁻¹)	1,9±0,2	1,1±0,0	2,1±0,1	4,0±0,2	1,5±0,0	5,2±0,8	3,2±0,4
Zn (mg kg ⁻¹)	956±0,1	478±0,0	479±0,0	2022±0,0	460±0,0	828±0,1	1264±0,2
Cu (mg kg ⁻¹)	457±0,0	208±0,0	101±0,0	603±0,0	123±0,0	293±0,0	8±0,0
Fe (mg kg ⁻¹)	17119±0,5	26204±0,5	17519±1,1	23305±0,2	53197±3,7	20540±2,9	11447±1,1
Pb (mg kg ⁻¹)	111±0,0	43±0,0	27±0,0	118±0,0	46±0,0	196±0,0	N.D.
Co (mg kg ⁻¹)	16,1±0,0	7,2±0,0	2,8±0,0	12,2±0,0	19,6±0,0	16,4±0,0	0,8±0,0
Ni (mg kg ⁻¹)	49±0,0	34±0,0	22±0,0	275±0,0	87±0,0	144±0,0	11±0,0

N.D. – Não disponível

Os lodos de esgoto usados no delineamento experimental foram obtidos nas Estações de Tratamento de Esgoto de Barueri, SP, que trata esgotos domiciliar e industrial (Lodo de Barueri – LB) e de Franca, SP, que trata esgoto essencialmente domiciliar (Lodo de Franca – LF). As principais características desses lodos são apresentadas por BETTIOL *et al.* (2006) estando resumidos na Tabela 5.

Tabela 5: Características químicas dos lodos de esgotos das Estações de Tratamento de Esgoto de Franca (LF) e Barueri (LB), localizadas no estado de São Paulo, utilizados nos plantios de milho desde 1998.

Atributo	Unidade ⁽¹⁾	Primeiro plantio		Segundo plantio		Terceiro plantio		Quarto plantio		Quinto plantio	
		LB	LF	LB	LF	LB	LF	LB	LF	LB	LF
Fósforo	g.kg ⁻¹	15,9	16,0	31,2	21,3	26,9	12,9	17,7	13,8	17,9	27,3
Potássio	g.kg ⁻¹	1,0	1,0	1,97	0,99	1,0	1,0	1,5	1,5	1,0	1,0
Sódio	g.kg ⁻¹	0,5	0,5	0,6	0,6	0,5	0,9	0,5	0,5	0,9	0,4
Arsênio	mg.kg ⁻¹	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,1	<0,1
Cádmio	mg.kg ⁻¹	12,8	3,32	9,5	2,0	9,4	2,05	16,2	1,14	14,0	0,6
Chumbo	mg.kg ⁻¹	364,4	199,6	233	118	348,9	140,5	137,9	78,6	148,7	43,0
Cobre	mg.kg ⁻¹	1058	239,8	1046	359	953,0	240,9	682,8	187,1	867,8	196,0
Cromo total	mg.kg ⁻¹	823,8	633,8	1071	1325	1297,2	1230,3	609,3	202,0	639,6	182,4
Mercúrio	mg.kg ⁻¹	<0,01	<0,01	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,1	<0,1
Molibdênio	mg.kg ⁻¹	<0,01	<0,01	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,1	<0,1
Níquel	mg.kg ⁻¹	518,4	54,7	483	74	605,8	72,4	331,3	63,9	270,0	49,5
Selênio	mg.kg ⁻¹	<0,01	<0,01	<1	<1	<0,01	<1	<0,01	<0,01	<0,1	<0,1
Zinco	mg.kg ⁻¹	2821	1230	3335	1590	3372	1198	2327,9	773,0	3330,0	890,6
Boro	mg.kg ⁻¹	36,2	40,7	11,2	7,1	29,3	19,7	10,7	10,4	17,6	13,6
Carbono orgânico	g.kg ⁻¹	248,2	305,1	271	374	292,9	382,4	354,2	370,9	534,4	475,4
pH		6,6	6,3	6,4	6,4	6,4	5,4	8,5	8,9	8,0	8,3
Umidade	%	3,5	6,0	53,3	52,1	32,8	2,8	77,3	81,4	64,8	76,69
Sólidos	%	43,0	60,5			56,8	72,5	62,6	67,0	59,6	58,65
Voláteis											
Nitrogênio Kjeldahl	g.kg ⁻¹	26,0	47,0	26,4	50,8	38,5	55,2	44,6	47,4	44,8	43,1
Nitrogênio-amoniaco	mg.kg ^{-1 (2)}	1566,9	4803,2	156	119	2401,6	2094,1	2094,8	2330,6	2330,8	2008,8
Nitrogênio-nitrato	mg.kg ^{-1 (2)}	106,2	22,0	106	54,8	51,3	43,9	15,4	56,4	23,0	38,3
Enxofre	g.kg ⁻¹	13,4	16,3	10,8	13,3	17,1	15,7	11,7	9,3	14,5	10,1
Manganês	mg.kg ⁻¹	429,5	349,3	335	267	418,9	232,5	277,5	439,8	246,9	712,9
Ferro	mg.kg ⁻¹	54181	33793	32500	31700	37990	24176	39058	39895	32100	64900
Magnésio	g.kg ⁻¹	3,0	2,2	3,7	2,5	4,5	2,2	3,7	2,7	3,8	5,0
Alumínio	mg.kg ⁻¹	28781	32564	25300	33500	23283	23317	11959	18189	14230,7	21672,2
Cálcio	g.kg ⁻¹	40,3	29,2	22,8	16,8	47,8	24,8	20,1	13,3	19,4	11,5

⁽¹⁾Os valores de concentração são dados com base na matéria seca. ⁽²⁾Os valores de concentração para o nitrogênio nas formas amoniaco e nitrato foram determinados na amostra nas condições originais.

4.4 Instalação e condução do experimento:

Os biossólidos foram distribuídos a lanço, na área total das parcelas experimentais, e incorporados a 20 cm de profundidade com auxílio de enxada rotativa, três a quatro dias antes da semeadura.

Foram cultivadas variedades híbridas de milho (*Zea mays*, L.) para determinação da produção de matéria seca e teores de radionuclídeos naturais no material vegetal.

A amostragem da planta ocorreu em abril de 2003, sendo coletadas 36 amostras de milho (grão). Foram coletadas também 36 amostras de solo, em novembro de 2003, sendo a profundidade de coleta de 0-20 cm.

4.5 Experimentos em Laboratório:

Os experimentos de laboratório consistiram essencialmente em i) processamento e abertura das amostras de solo, milho e biossólidos; ii) determinações radioquímicas; iii) análises químicas e iv) extrações sequenciais das amostras.

4.5.1 Processamento e abertura de amostras

4.5.1.1 Biossólidos

As amostras de biossólido foram colocadas em cápsula de porcelana e secas em estufa a 105°C por 24h. Após este procedimento as amostras secas foram maceradas com pistilo, peneiradas com peneiras de 2 mesh e colocadas em forno mufla inicialmente à 100°C. A temperatura do forno foi elevada gradativamente até 400°C e, então as amostras foram calcinadas por 24h. Após este procedimento, foram pesados

10g de cinza em béquer de teflon e adicionados cerca de 20 ml de HNO₃ concentrado. O béquer foi tampado e levado à chapa aquecedora a 200°C. Após algum tempo, a tampa do béquer foi retirada e lavada com HNO₃ 1M. Foram adicionadas gotas de H₂O₂ de tempos em tempos, até toda a matéria orgânica fosse digerida. Em seguida, foram adicionados cerca de 20 ml de HF e algumas gotas de HClO₄. Quando necessário, foi adicionado HNO₃ de modo que seu volume fosse igual ao volume de HF. Para garantir a eliminação do HF e HClO₄, o volume foi retomado três vezes com HNO₃ 1M. As amostras foram avolumadas até 250 ml com HNO₃(1M).

4.5.1.2 Solo

As amostras de solo foram colocadas secas em estufa a 105°C por 24h. Após este procedimento, foram pesados 3g de solo em béquer de teflon e adicionados cerca de 10 ml de HNO₃ concentrado. O béquer foi tampado e levado à chapa aquecedora a 200°C. Após algum tempo, a tampa do béquer foi retirada e lavada com HNO₃ 1M. Foram adicionadas gotas de H₂O₂ de tempos em tempos, até toda a matéria orgânica fosse digerida. Em seguida, foram adicionados cerca de 10 ml de HF e algumas gotas de HClO₄. Quando necessário, foi adicionado HNO₃ de modo que seu volume fosse igual ao volume de HF. Para garantir a eliminação do HF e HClO₄, o volume foi retomado três vezes com HNO₃ 1M. As amostras foram avolumadas até 250 ml com HNO₃(1M).

4.5.1.3 Milho

As amostras de grão de milho foram transferidas para cápsulas de porcelana e secas em estufa por 24h à 105°C. Após este procedimento, foram colocadas em forno mufla inicialmente à 100°C. A temperatura foi elevada gradativamente até 400°C e,

então as amostras foram calcinadas por 24h. As cinzas obtidas na etapa anterior foram transferidas para béquer e umidificadas com HNO₃ concentrado. Em chapa aquecedora, as amostras foram levadas   secura. As amostras foram recalcinadas em forno mufla   400 C por 3h. Após esta etapa, foram umidificadas com HNO₃ e levadas   secura novamente. Então, foi adicionado 3 ml de HNO₃ concentrado às amostras e o béquer foi tampado com vidro de relógio para que fosse feito refluxo por 10min. Após o intervalo de tempo, as amostras foram retiradas da chapa aquecedora e filtradas para frascos de 250 ml com o auxílio de pissete contendo HNO₃(1M). As amostras foram avolumadas até 250 ml com HNO₃(1M).

O volume total (250 ml) das amostras de biossólido, solo e milho foi dividido em duas partes: 220 ml foram encaminhados para determina o radioquímica de ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra e ²²⁸Ra e os 30 ml restantes foram encaminhados para determina o de elementos estáveis. O processamento e a abertura das amostras foram feitos no Laboratório de Radioecologia (SEAIA/IRD).

4.5.2 Determina o Radioquímica

As determina es radioquímicas de ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra e ²²⁸Ra foram feitas no grão do milho, nos solos e nos biossólidos. Como garantia da qualidade analítica, foram realizadas análises de amostras de referência para solo e planta. As determina es Radioqu micas foram realizadas em parceria com o Serviço de Análises Ambientais (SEANA/IRD/CNEN).

A qualidade das análises radioquímicas está certificada pela participa o rotineira dos Laboratórios do Serviço de Análises Ambientais (SEANA) nos Programas de Intercompara o promovidos pela IAEA.

4.5.3 Determinação de Elementos Estáveis:

A determinação de Fe (238,204 nm), Mn (257,610 nm), Zn (213,856 nm) e Cu (324,754 nm) foi realizada por ICP-OES (PE OPTIMA 3000) na EMBRAPA (Solos).

4.5.3.1 Controle de qualidade das análises dos elementos estáveis:

De acordo com a figura 4, podemos observar que os resultados médios obtidos para metais nas amostras de referência de solo (MAPEP-01-S8) e de planta (IAEA-373), estão na mesma ordem de grandeza dos valores de referência. A menor recuperação foi obtida para o cobre, em plantas. No entanto, apesar desta baixa recuperação, estes resultados ainda foram coerentes com o valor de referência, principalmente se levarmos em conta que esta amostra é bastante antiga, e podem ter sofrido interferências como, por exemplo, mudanças no teor de umidade que pode variar muito mais em vegetais do que em solos. A metodologia também pode ter influenciado negativamente os resultados obtidos para metais nas amostras de plantas, uma vez que devido à associação de alguns metais, como o cobre e o chumbo, com a matéria orgânica, a calcinação prévia destas amostras, destruindo a matéria orgânica, pode ter ocasionado perdas destes metais, como foi observado. A melhor recuperação obtida para o solo pode confirmar esta abordagem.

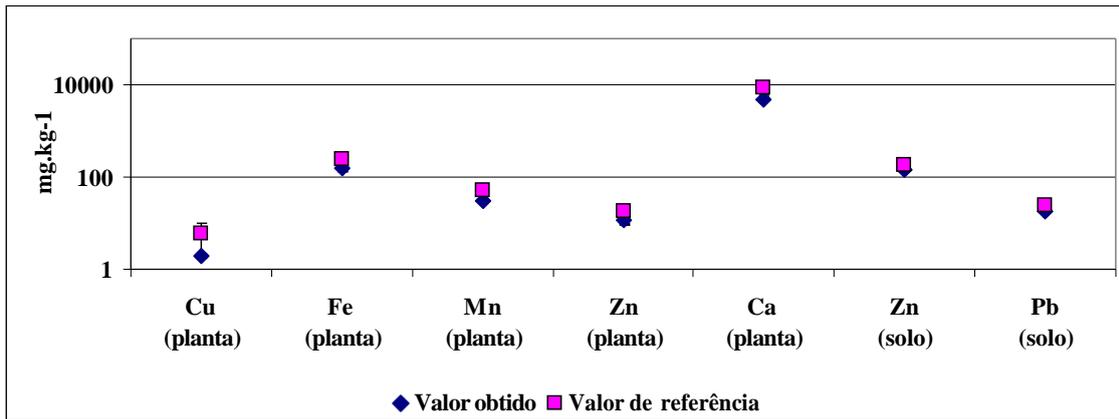


Figura 4: Concentrações de metais em vegetais de referência comparados aos resultados obtidos nas análises laboratoriais.

4.5.4 Extração Sequencial:

Para compreendermos a mobilidade potencial do ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra e ²²⁸Ra, além dos elementos estáveis nos componentes dos solos selecionados neste estudo, tem-se utilizado o método de extração sequencial do protocolo descrito em WASSERMAN *et al.* (2005) apresentado na figura 6.

O método utilizado engloba cinco fases físico-químicas:

A primeira fase é composta por uma solução levemente ácida (Figura 6) que simula a acidificação que as raízes dos vegetais promovem, junto aos pêlos absorventes para facilitar a absorção dos elementos presentes na solução do solo. Portanto, esta fase analisa os elementos que estão facilmente assimiláveis pela planta.

A segunda fase é composta por uma solução levemente redutora (Figura 6), com pH ácido (QUEVAUVILLIER, 2002). Em condições redutoras os óxidos de manganês e de ferro ficam mais solúveis. Os elementos que estão associados a estes óxidos, principalmente aos de manganês que é mais sensível à redução que o Fe, ficam disponíveis sob estas condições. Como as condições operatórias utilizadas nesta fase

não são fortemente redutoras, os elementos liberados neste ataque estão associados principalmente aos óxidos de manganês.

A terceira fase é composta por uma solução com agente oxidante (Figura 6). Esta solução tem como finalidade promover ataque químico da matéria orgânica existente (QUEVAUVILLIER, 2002). Com a matéria orgânica destruída, todos os elementos que estão associados a ela, podem ser analisados nesta fase.

A quarta fase é composta por uma solução extremamente alcalina, NaOH (Figura 6). Esta solução promove a destruição dos óxidos, principalmente os que são constituídos de ferro. Assim todos os elementos que estão associados a estes óxidos são liberados e podem ser analisados.

A quinta fase é composta por uma solução extremamente ácida, com aumento de temperatura (Figura 6). Os elementos que não foram analisados nas fases anteriores, por estarem na estrutura cristalina e, portanto por serem mais resistentes ao intemperismo de superfície, podem ser liberados nesta fase. A estrutura cristalina pode ser constituída de minerais primários e/ou minerais secundários.

A técnica de extração seqüencial além de simular mudanças ambientais, através de reagentes químicos, especifica os componentes dos solos que têm relevância para o comportamento químico de determinados elementos.



Figura 5: Preparo de amostras para metodologia de extração seqüencial.

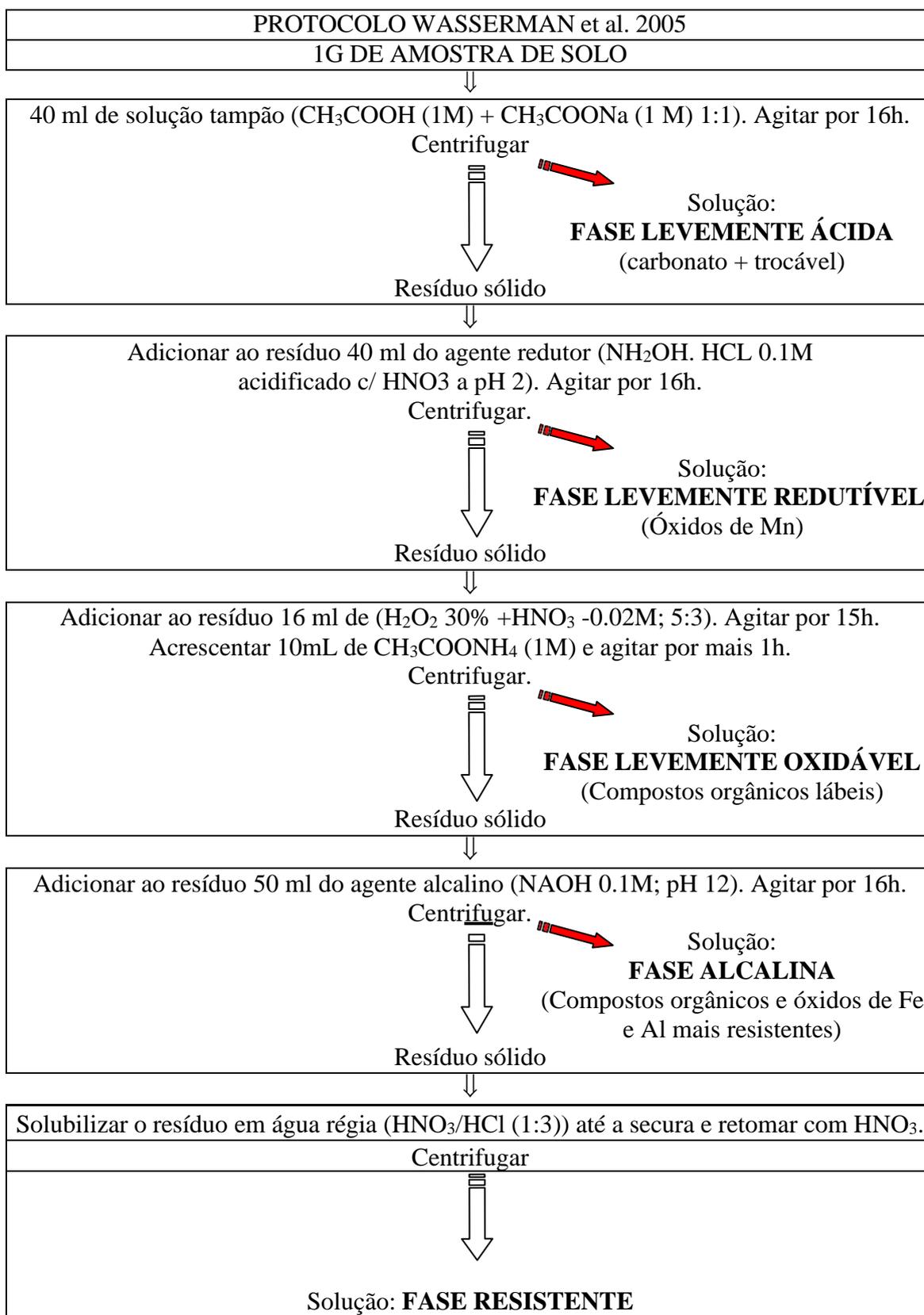


Figura 6: Protocolo de Extração Sequencial proposto por WASSERMAN *et al.* (2005).

4.5.5 Métodos de extração e análise da fase sólida do solo:

A acidez ativa (EMBRAPA, 1997) foi determinada através do pH medido por potenciômetro (Orion modelo 710A), dotado de eletrodo combinado de Ag/AgCl (Analyon), na suspensão solo-água deionizada na proporção 1:2,5.

A capacidade de troca catiônica, CTC (Embrapa, 1997), foi determinada pela soma de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Al}^{3+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{H}^+$. O $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ e o Al^{3+} foram extraídos com solução de KCl 1 mol.L⁻¹ (relação solo-solução de 1:10). Os dois primeiros foram determinados por titulação com EDTA dissódico 0,0125 mol.L⁻¹, na presença dos indicadores Negro de Eriocromo T e Calcon, respectivamente. O Al^{3+} foi determinado por titulação com NaOH 0,025 mol.L⁻¹, na presença do indicador azul de bromotimol. O Na^+ e o K^+ foram extraídos pela solução conhecida como Mehlich 1 (HCl 0,05 mol.L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol.L⁻¹), na relação solo-solução, também, de 1:10 e determinados por fotometria de chama em Fotômetro da Digimed modelo DM 61. A acidez potencial (H+Al) foi extraída com acetato de cálcio 0,5 mol.L⁻¹ a pH 7,0 (relação solo-solução de 1:15) e determinada por titulação com NaOH 0,025 mol.L⁻¹, na presença de indicador fenolftaleína.

O carbono orgânico do solo, C.Org. (EMBRAPA, 1997), foi determinado por titulação de oxi-redução com sulfato ferroso amoniacal 0,102 mol.L⁻¹, na presença de indicador difenilamina, após digestão com solução ácida de dicromato de potássio 0,0667 mol.L⁻¹.

O nitrogênio do solo (EMBRAPA, 1997) foi determinado empregando a digestão, em meio ácido (H₂SO₄), com aquecimento, adicionando, ainda, Na₂SO₄ (ou K₂SO₄) para aumentar a temperatura de digestão e CuSO₄ para acelerar a reação (catalisador). A digestão converte as várias formas de N-orgânico para NH₄⁺. Por destilação,

adicionando NaOH, forma-se NH_3 o qual forma complexo com H_3BO_3 . Da titulação desse complexo, determina-se o teor de nitrogênio.

A granulometria, ou seja, a determinação dos teores de argila, silte e areia (EMBRAPA, 1997), foi determinada com base na lei de Stokes, após adição de dispersante químico (NaOH) e agitação (dispersão física) de uma suspensão de solo (relação solo-solução de 1:50). O teor de argila foi obtido por densimetria e o de areia com base no material retido em peneira de malha de 0,053mm.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Propriedades Químicas dos solos

A aplicação de biossólido influenciou, significativamente, as concentrações de quase todas as variáveis analisadas, acompanhando proporcionalmente as doses aplicadas e o tipo de biossólido (Tabela 6).

Tabela 6: Resultados médios de pH, capacidade de troca catiônica (CTC), Carbono orgânico, nitrogênio e fósforo encontrados na camada de 0-20 cm em função dos diferentes níveis e tipos de aplicação de biossólido.

<i>Origem</i>	<i>Dose</i>	<i>pH</i>	<i>C.Orgânico</i> (<i>g.kg⁻¹</i>)	<i>CTC</i> (<i>cmolc.kg⁻¹</i>)	<i>P</i> (<i>g.kg⁻¹</i>)	<i>N</i> (<i>g.kg⁻¹</i>)
Franca	Test	5,8	11,1	7,1	2	1,0
	NPK	5,7	11,9	7,0	6	1,1
	1N	6,6	12,2	7,3	11	1,2
	2N	5,7	12,7	7,6	18	1,2
	4N	5,8	14,8	8,5	50	1,5
	8N	5,5	17,4	9,8	112	1,9
Barueri	Test	5,7	12,6	7,7	1	1,2
	NPK	6,3	12,3	7,2	8	1,1
	1N	6,0	13,0	7,8	15	1,3
	2N	6,2	14,3	8,2	47	1,4
	4N	5,8	16,0	9,4	105	1,6
	8N	5,3	19,2	10,9	180	2,1

A análise de variância foi efetuada pelo programa estatístico SAS (1998) e na comparação entre as médias foi utilizado o teste de Tukey a 5% de probabilidade. A análise de variância revelou que, independente da origem do biossólido (industrial ou doméstico), as doses crescentes de biossólido aplicadas exerceram efeitos significativos sobre o teor de carbono orgânico, contribuindo com o seu aumento no solo (Tabela 7), o que apresentou aumentos diretos na CTC do solo (Tabela 7). A maior influência da matéria orgânica nas propriedades químicas do solo está na alteração do seu complexo coloidal. Ela se reflete, diretamente, na capacidade de troca catiônica do solo (CTC), promovendo o aumento de cargas superficiais negativas e, conseqüentemente, a maior retenção de cátions (ZECH *et al.*, 1997; ABREU Jr., 2001). Nesse sentido, é interessante observar-se a relação entre o carbono orgânico e a CTC do solo (Figura 7). De forma empírica, quando o teor de carbono é zero, a CTC estimada para a contribuição somente da argila é de 1,32 cmolc.kg⁻¹. Considerando que o solo do experimento apresenta uma textura homogênea ao longo do perfil, característica do Latossolo, e, no caso, no valor médio de 450 g.kg⁻¹ de argila, pode se estimar a CTC da argila como sendo de 2,93 cmolc.kg⁻¹, o que condiz com a mineralogia de argila dominada por óxidos de ferro, típica do solo estudado. Além disso, outro dado empírico que pode ser extraído dessa equação tem respeito à atividade da matéria orgânica. Em princípio, para cada g de carbono que ocorre no solo há um incremento na CTC do solo na ordem de 0,494 cmolc.kg⁻¹, ou seja, a contribuição da matéria orgânica, estimada com base na concepção de que ela é composta por 58% de carbono orgânico, pode ser calculada como sendo, em torno, de 287 cmolc.kg⁻¹, valor coerente com o que se encontra em literatura (McBRIDE, 1994; TAN, 2003).

Tabela 7: Valores de pH, capacidade de troca catiônica (CTC), Carbono orgânico, nitrogênio e fósforo encontrados na camada de 0-20 cm em função dos diferentes níveis de aplicação de biofósforo.

Dose	pH	CTC (cmolc.kg^{-1})	C.Orgânico (g.kg^{-1})	N (g.kg^{-1})	P* (g.kg^{-1})	Pb (DTPA)*
Test	5,8	7,4	11,8	1,1	2	0,63
NPK	6,0	7,1	12,1	1,1	7	0,63
N	6,3	7,6	12,6	1,2	13	0,65
2N	6,0	7,9	13,5	1,3	33	0,79
4N	5,8	8,9	15,4	1,6	78	0,98
8N	5,4	10,4	18,3	2,0	146	1,27

Médias seguidas de letras diferentes na mesma coluna indicam que os tratamentos diferem significativamente pelo teste Tukey ($P < 0,05$).

* Os dados foram transformados pela equação $\sqrt{x + 1}$ para reduzir o coeficiente de variação que ficou elevado em função da diferença entre os valores extremos.

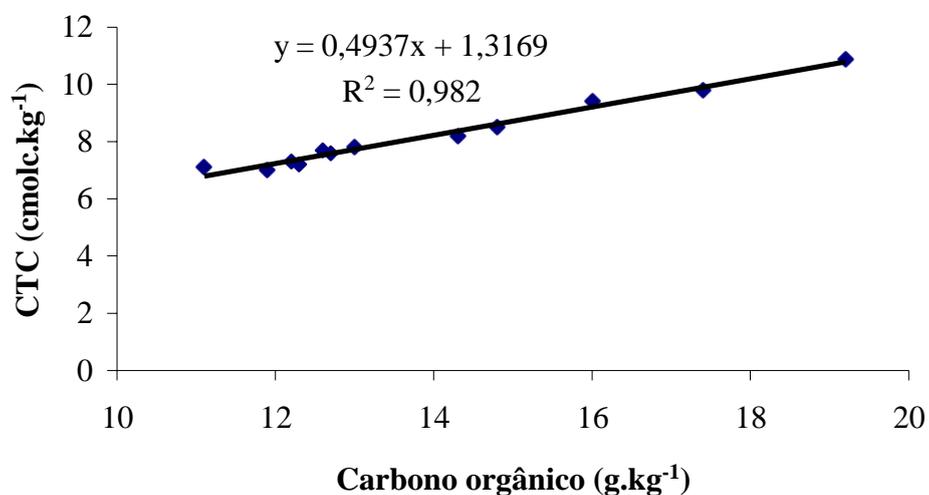


Figura 7: Relação carbono orgânico e CTC para todas as 36 amostras analisadas.

Com referência às concentrações médias de nitrogênio total (N), como já era esperado, em função da sua estreita relação com o carbono orgânico do solo, resultados similares foram obtidos em superfície (Tabela 7).

As doses influenciaram significativamente, também, os teores de fósforo, aumentando sua disponibilidade no solo na profundidade estudada (Tabela 7), o que já era esperado, pois o teor original no solo era muito baixo (próximo a 1 mg.kg^{-1}), o que corrobora os trabalhos de OLIVEIRA *et al.* (1995) e ROCHA *et al.* (2004).

As doses de biossólido influenciaram significativamente, também, a redução do pH do solo. Contudo, neste caso, sempre foi o tratamento em que se aplicou a maior dose de biossólido (8N) o responsável pela diminuição significativa do pH (Tabela 7). É provável que tal comportamento possa ser atribuído, principalmente, à liberação de ácidos orgânicos produzidos durante a decomposição microbológica da matéria orgânica presente no biossólido (BROFAS *et al.*, 2000). Outros trabalhos em solos mais ácidos também apresentaram declínio do pH pela aplicação de biossólido não sanitizado com cal. OBBARD (2001) trabalhou com 2 grupos de solos, um de pH baixo (4,8-5,8) e outro de pH maior (5,4-7,0), ambos com a mesma textura. Em ambos, encontrou diminuição de pH pelo uso de biossólido, justificando tal comportamento em função do processo de nitrificação dos resíduos orgânicos.

Considerando o tipo de biossólido aplicado, observa-se que os maiores conteúdos de P foram obtidos no biossólido de Barueri (Tabela 8), já que ele é quem possui a maior quantidade desse elemento (Tabela 5). Observa-se, também, que a CTC foi superior nos solos que receberam o biossólido de Barueri o que, provavelmente, está relacionado ao maior aporte de matéria orgânica recebida (Tabela 3), corroborando a significância estatística obtida nos resultados de carbono orgânico no solo (Tabela 8). Com respeito ao pH, não foram observadas diferenças significativas com respeito ao tipo de biossólido.

Tabela 8: Valores de pH, capacidade de troca catiônica (CTC), Carbono orgânico, nitrogênio e fósforo encontrados na camada de 0-20 cm em função do tipo do biossólido aplicado.

Biossólido	pH	CTC (cmolc.kg^{-1})	C.Orgânico (g.kg^{-1})	N (g.kg^{-1})	P* (g.kg^{-1})	Pb (DTPA)*
Franca	5,8 a	7,9 b	13,4 b	1,3 b	33 b	0,70 b
Barueri	5,9 a	8,5 a	14,6 a	1,5 a	59 a	0,94 a

Médias seguidas de letras diferentes na mesma coluna indicam que os tratamentos diferem significativamente pelo teste Tukey ($P < 0,05$).

* Os dados foram transformados pela equação $\sqrt{(x + 1)}$ para reduzir o coeficiente de variação que ficou elevado em função da diferença entre os valores extremos.

5.1.1 Concentração de radionuclídeos em biossólidos de diversas ETES do Brasil

Os resultados de concentração de radionuclídeos (^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra) em biossólidos de diversas ETES do Brasil são apresentados na figura 8 e o banco de dados referente à esta figura encontra-se no Anexo I. Não foi possível correlacionar os teores de radionuclídeos obtidos com os teores de metais (Tabela 4). Não foi observada influência da origem do biossólido (industrial ou doméstico) em relação ao conteúdo de radionuclídeos naturais.

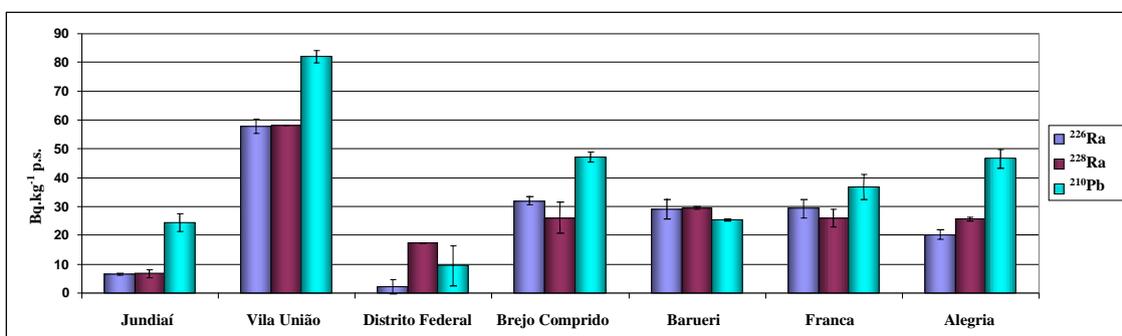


Figura 8: Concentração de radionuclídeos em biossólidos de diversas ETES do Brasil.

Os bio-sólidos de Barueri e Franca apresentam concentrações de radionuclídeos semelhantes às concentrações encontradas nos bio-sólidos provenientes da ETE Alegria (RJ) e ETE Brejo Comprido (TO). Os bio-sólidos da ETE Brasília (DF) e ETE Jundiaí (SP) apresentaram as menores concentrações. Estas amostras também apresentaram baixos teores de metais pesados (Tabela 2). As maiores concentrações foram obtidas para os bio-sólidos oriundos da ETE Vila União (TO). Tais resultados refletem também a ausência de um padrão com relação à origem regional, uma vez que temos os estados do Tocantins e São Paulo com valores mais elevados e mais baixos que os valores encontrados nos bio-sólidos deste estudo.

Segundo os valores apresentados na tabela 9, é possível observar que os valores obtidos nos bio-sólidos de diversas ETEs do Brasil estão muito abaixo dos valores máximos observados nos E.U.A.

Tabela 9: Valores mínimos e máximos de concentração de radionuclídeos naturais obtidos nos bio-sólidos dos E.U.A. e do Brasil.

	<i>Mínimo EUA ⁽¹⁾</i>	<i>Máximo EUA (1)</i>	<i>Mínimo Brasil (2)</i>	<i>Máximo Brasil (2)</i>
²¹⁰ Pb (Bq.kg ⁻¹)	< L.D.	481	9	82
²²⁶ Ra (Bq.kg ⁻¹)	< L.D.	1739	2	58
²²⁸ Ra (Bq.kg ⁻¹)	24,05	1406	17	58

Fonte: ⁽¹⁾ ISCORS (2003); ⁽²⁾ Este estudo.
L.D. – limite de detecção.

5.2 Partição Geoquímica:

5.2.1 Partição geoquímica do Zn, Cu, Ca, Mn e Fe no solo:

De acordo com a figura 9 podemos observar que não ocorreram diferenças na partição geoquímica e na concentração de Zn, tanto nas amostras de testemunho quanto nas amostras que receberam NPK. No entanto, em função da aplicação de biossólido, foram encontradas diferenças significativas tanto na partição geoquímica quanto na concentração de Zn na amostra B8N em relação à amostra testemunha (BTest). A concentração de Zn na amostra B8N (22 mg.kg^{-1}) foi 9 vezes maior que a observada na amostra BTest (181 mg.kg^{-1}). Este aumento pode ser explicado em função da origem, uma vez que o biossólido de origem industrial (ETE Barueri) possui uma concentração bem mais elevada de Zn quando comparado ao biossólido de origem doméstica (ETE Franca). O teor de Zn na amostra F8N (47 mg.kg^{-1}) foi maior que o observado na amostra testemunha ($F_{\text{Test}} = 20 \text{ mg.kg}^{-1}$), embora a concentração no biossólido de origem doméstica seja menor que no biossólido de origem industrial. Com relação à partição geoquímica é possível observar a predominância do Zn na fase residual evidenciando o seu comportamento de elemento-traço, enquanto na amostra que recebeu grande quantidade de biossólido a predominância do Zn na fase potencialmente biodisponível e na fase levemente redutível, evidenciando a origem antrópica.

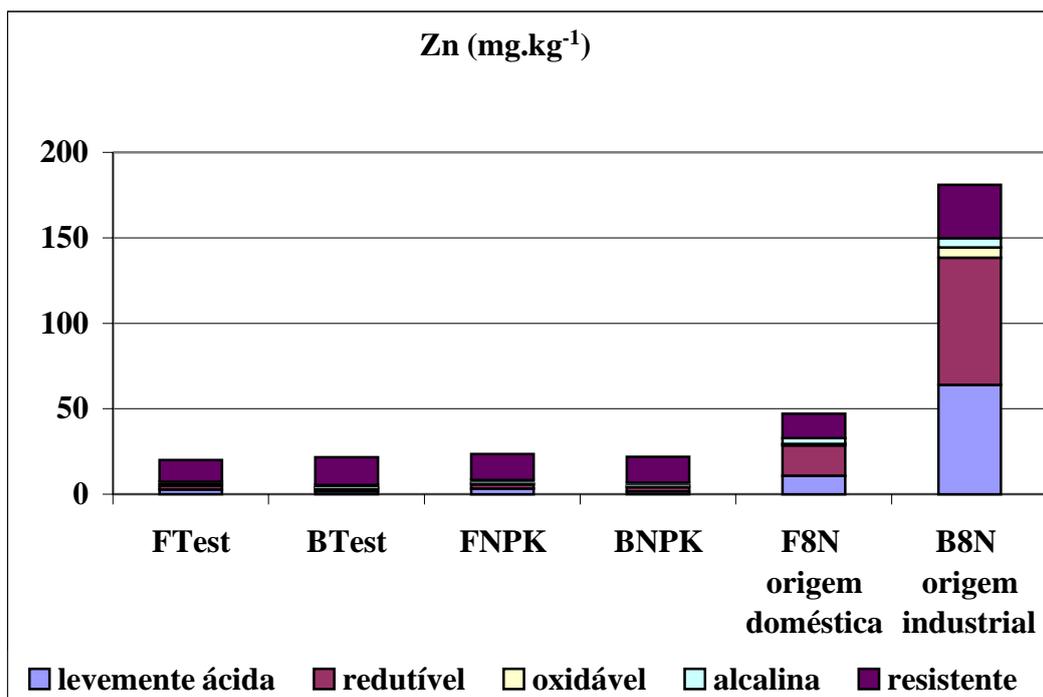


Figura 9: Partição Geoquímica do Zn no solo.

Os resultados do Cu apresentados na figura 10, revelam comportamento semelhante ao zinco: não foram observadas diferenças na partição geoquímica e na concentração de Cu entre as amostras testemunho e as amostras que receberam NPK. Todavia, também foram encontradas diferenças significativas tanto na partição geoquímica quanto na concentração do cobre nas amostras que receberam a maior dose de bioestabilizado (B8N e F8N).

A concentração de Cu na amostra B8N (63 mg.kg⁻¹) foi maior que a observada na amostra testemunha (BTest = 10 mg.kg⁻¹). Este aumento pode ser explicado em função da origem, uma vez que o bioestabilizado de origem industrial possui uma concentração bem mais elevada de Cu quando comparado ao bioestabilizado de origem doméstica (Tabela 6). O teor de Cu na amostra F8N (16 mg.kg⁻¹) foi maior que o observado na amostra testemunha (FTest = 9 mg.kg⁻¹), embora a concentração deste elemento no bioestabilizado de origem doméstica (F8N = 16 mg.kg⁻¹) seja menor que no bioestabilizado de origem industrial (B8N = mg.kg⁻¹). Com relação à partição geoquímica

também é possível observar a predominância do Cu na fase residual evidenciando o seu comportamento de elemento-traço.

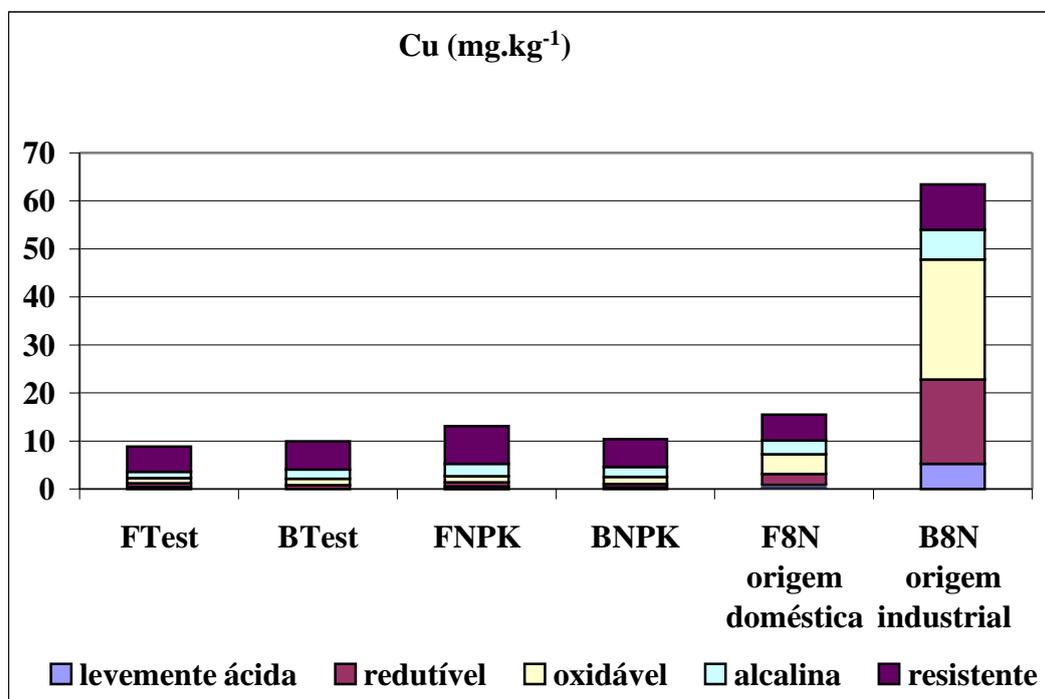


Figura 10: Partição Geoquímica do Cu no solo.

Na figura 11, observou-se a predominância do Ca na fase levemente ácida indicando a grande disponibilidade deste elemento para mecanismos de transporte, seja para a absorção radicular, seja para migrar para camadas mais profundas. Esta distribuição não variou em função do tratamento. Este comportamento é bastante típico em solos tropicais que são altamente lixiviados e possuem poucos minerais primários ricos em cálcio. Além disso, foi observado um aumento na concentração de Ca (cerca de 2 vezes a concentração da amostra testemunha) em virtude do tratamento em que se aplicou a maior dose de bio sólido, independentemente de sua origem, uma vez que os valores de concentração obtidos para bio sólidos de origem industrial e doméstica estão na mesma ordem de grandeza.

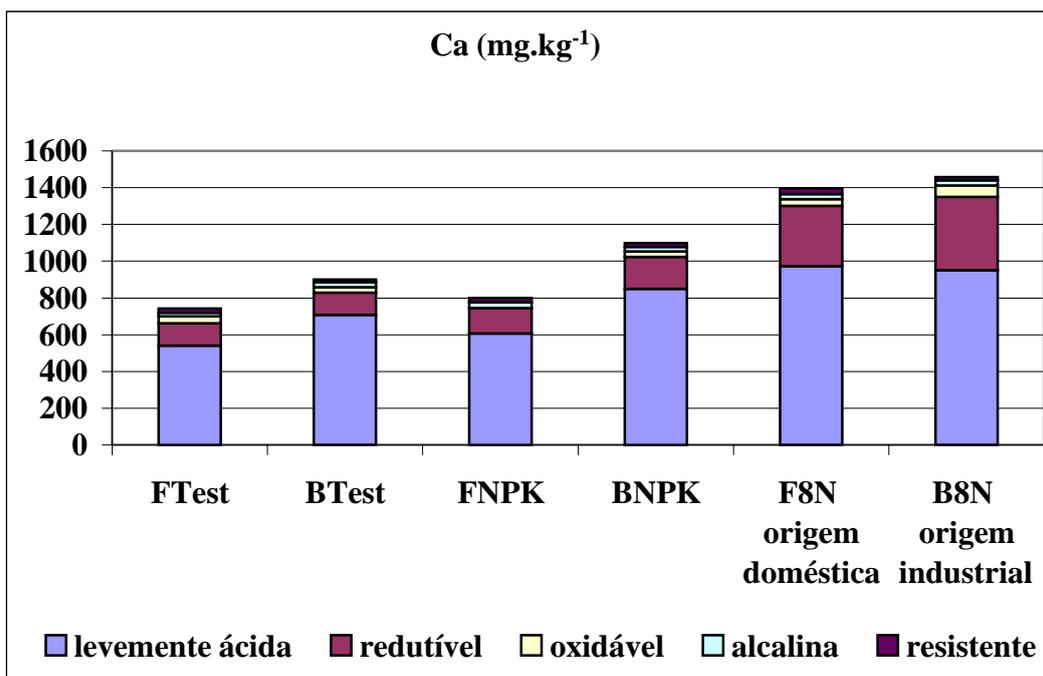


Figura 11: Partição Geoquímica do Ca no solo.

Com relação ao Mn (Figura 12), foi observada uma variação na partição deste elemento entre as amostras testemunha, indicando uma variabilidade natural no comportamento do Mn. É possível confirmar a origem natural devido à predominância do Mn na fase resistente e na fase redutível. A variabilidade no comportamento do Mn também foi observada nas amostras que receberam NPK (FNPK e BNPK). Devido à elevada variabilidade natural do teor de Mn no solo, fica difícil evidenciar a contribuição do bio sólido no comportamento do Mn no solo. Além disso, de acordo com a tabela 6, nos primeiros anos de experimento, o bio sólido de origem industrial (B8N = 394 mg Mn por kg bio sólido) apresentava concentração superior ao bio sólido de origem doméstica (F8N= 283 mg Mn por kg bio sólido). Porém, nos últimos dois anos, houve uma redução significativa da concentração de Mn no bio sólido de origem industrial (B8N=262 mg Mn por kg bio sólido) quando comparado ao bio sólido de

origem doméstica (F8N=567 mg Mn por kg bioossólido), o que dificulta ainda mais a análise do impacto da aplicação do bioossólido no comportamento deste elemento.

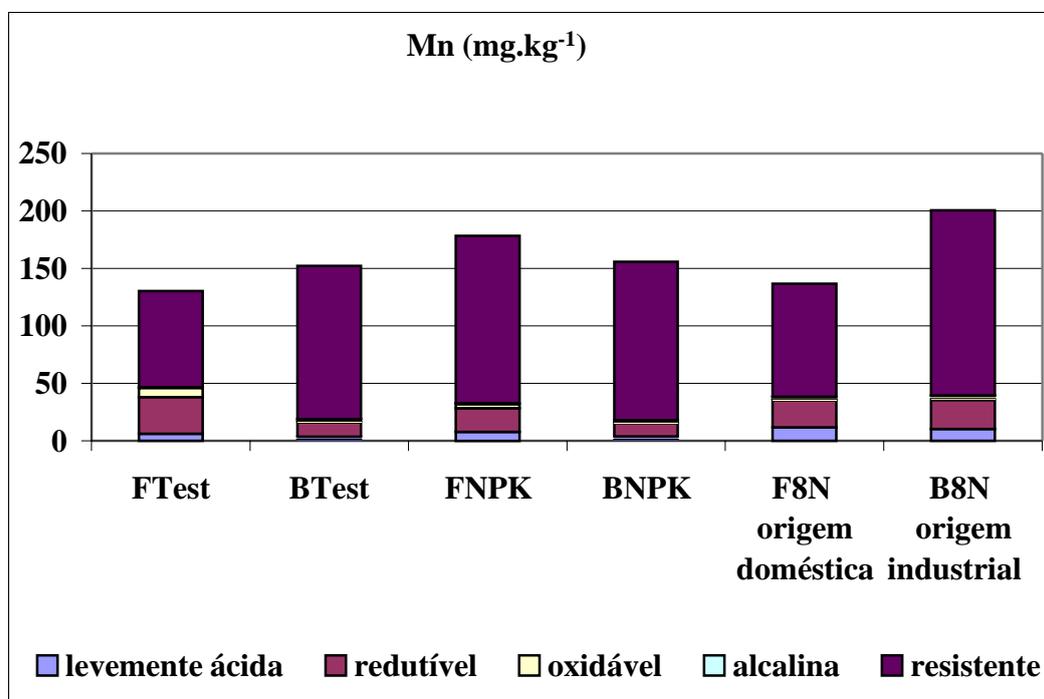


Figura 12: Partição Geoquímica do Mn no solo.

Com relação ao comportamento do Fe (Figura 13), não foi observada uma variação na partição nem na concentração deste elemento nas amostras estudadas, indicando baixo impacto do uso de bioossólido e do NPK, no que se refere ao comportamento biogeoquímico do Fe. Também foi possível confirmar a origem natural deste elemento devido à sua predominância na fase resistente.

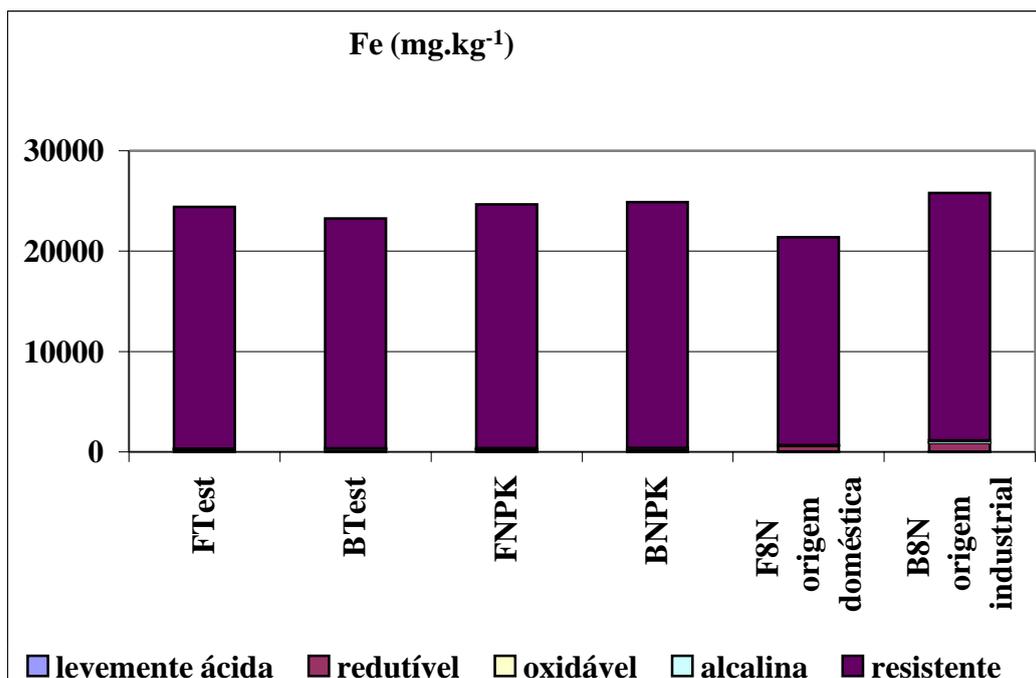


Figura 13: Partição Geoquímica do Fe no solo.

Os dados referentes às figuras apresentadas e discutidas no item 5.2.1 encontram-se no Anexo II.

5.2.2 Partição geoquímica dos radionuclídeos naturais no solo

Os resultados da partição geoquímica do ²¹⁰Pb estão apresentados na figura 14. De acordo com esta figura podemos observar que não ocorreu diferença na partição do ²¹⁰Pb em função da aplicação do bioossólido, uma vez que a variabilidade natural da partição e da concentração do ²¹⁰Pb foi grande, como evidenciado nas amostras testemunha (FTest e BTest) e nas amostras receberam NPK (FNPK e BNPK).

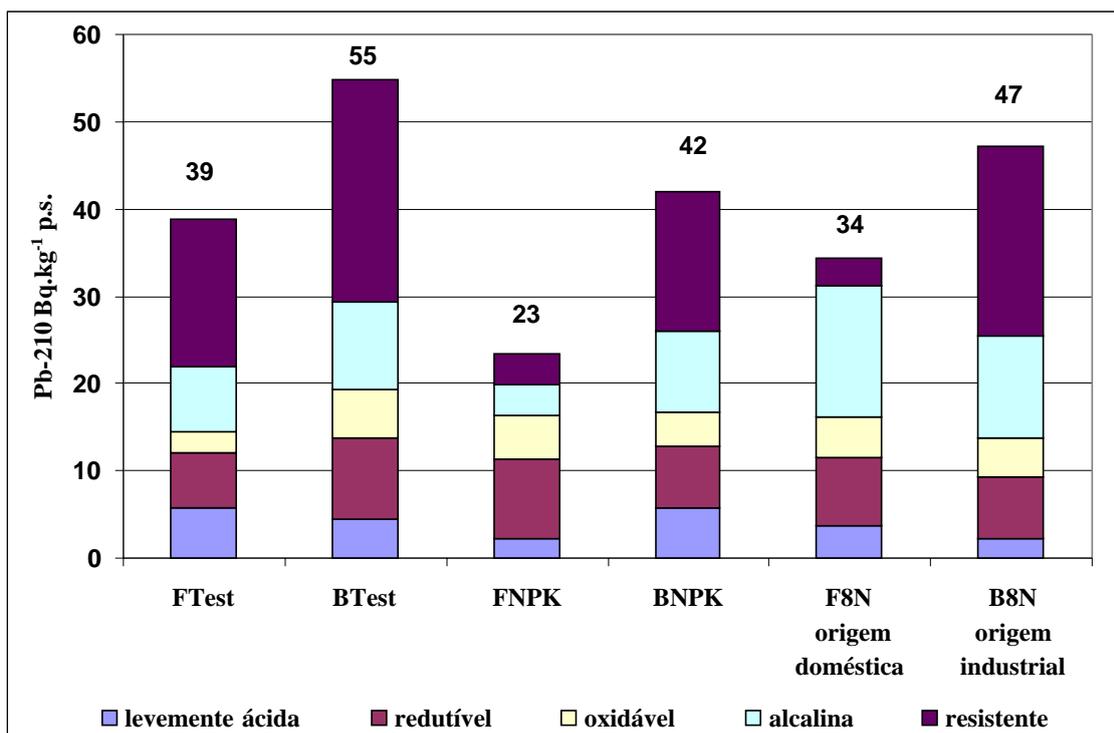


Figura 14: Partição Geoquímica do ^{210}Pb

CARDOSO (2004), também observou uma grande variabilidade do teor de ^{210}Pb em amostras de solos, oriundas das áreas circunvizinhas da Unidade de Mineração e Concentração de Urânio de Caetité-Ba (URA). A média das concentrações de ^{210}Pb foi de $169 \pm 25 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ p.s.}$, variando de 140 a $215 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ p.s.}$ Estes resultados são muito superiores aos resultados obtidos neste trabalho em virtude da elevada radioatividade natural daquele local.

Na figura 15 são apresentadas concentrações de ^{210}Pb potencialmente biodisponível nas amostras de solo deste estudo. De acordo com estes resultados podemos observar que a variabilidade natural da concentração de ^{210}Pb potencialmente biodisponível foi grande como evidenciado nas amostras testemunha (FTest e BTest) e nas amostras receberam NPK (FNPK e BNPK). Assim, a variação observada pelo aporte de biossólido pode ser atribuída à variação ambiental de origem natural.

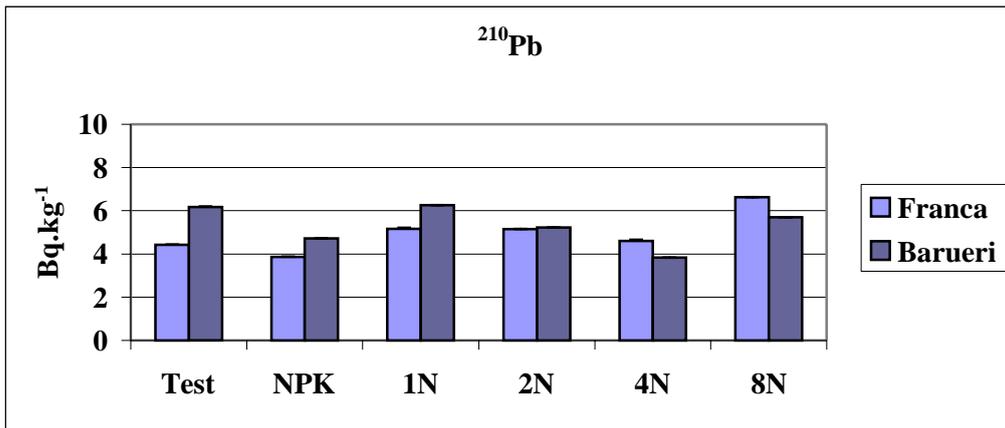


Figura 15: Concentração de ^{210}Pb potencialmente biodisponível nas amostras de solo deste estudo.

Apesar dos elevados teores de ^{210}Pb obtidos para as amostras de Caetité, a biodisponibilidade observada, segundo CARDOSO (2004) foi baixa (em média 3% do teor total), enquanto que nas amostras deste estudo a biodisponibilidade potencial do ^{210}Pb foi elevada (8% nas amostras sem bio sólido e de 11% para solos que receberam bio sólidos) apesar da concentração total média ter sido menor ($51 \pm 3 \text{ Bq.kg}^{-1}$ p.s., considerando todo o experimento).

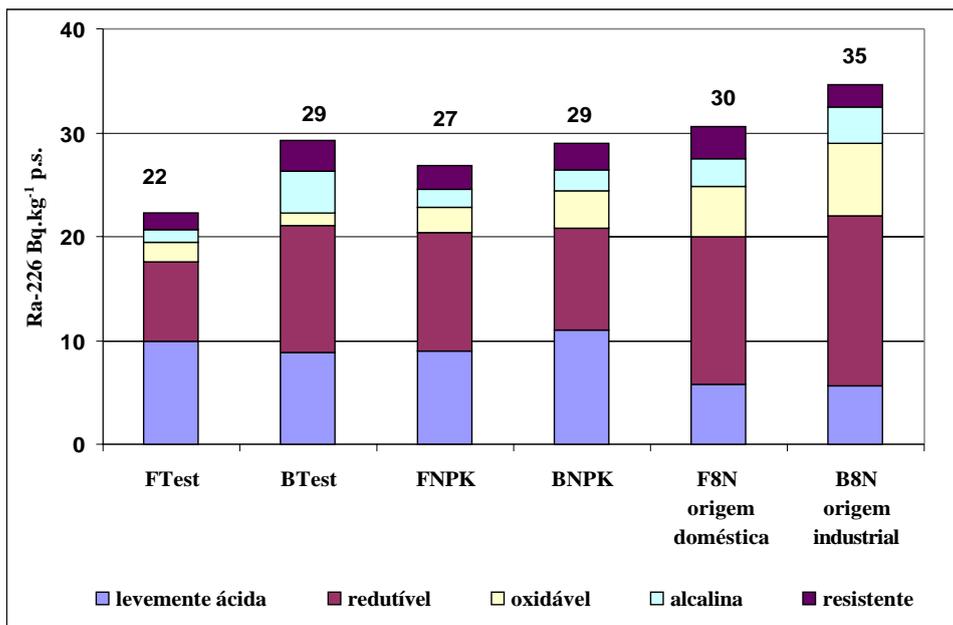


Figura 16: Partição Geoquímica do ^{226}Ra

Com relação ao ^{226}Ra (Figura 16), também não foi verificada diferença na sua partição, em função da aplicação do biofósforo. Tanto a variabilidade natural da partição quanto a concentração deste elemento foram elevadas como mostrado nas amostras testemunha e nas amostras que receberam NPK.

Segundo CARDOSO (2004), a média das concentrações de ^{226}Ra foi de 61 ± 32 Bq.kg⁻¹ p.s., variando de 37 a 137 Bq.kg⁻¹ p.s. Comparando estes resultados com os resultados obtidos neste trabalho, podemos verificar uma grande diferença. As elevadas concentrações encontradas em Caetité (BA) podem ser explicadas em virtude da elevada radioatividade natural do local.

As concentrações de ^{226}Ra potencialmente biodisponível são apresentadas nas amostras de solo deste estudo (Figura 17). A variabilidade natural da concentração de ^{226}Ra potencialmente biodisponível, pode ser observada nas amostras que não receberam o aporte de biofósforo (FTest, BTest, FNPK e BNPK). Possivelmente, a variação observada em nas amostras que receberam biofósforo (1N, 2N, 4N e 8N) pode ser atribuída à variação ambiental de origem natural.

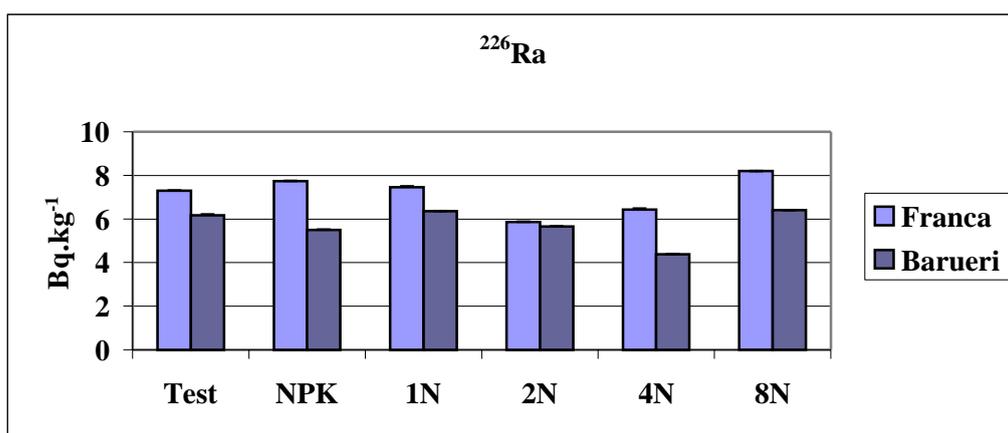


Figura 17: Concentração de ^{226}Ra potencialmente biodisponível nas amostras de solo deste estudo.

As amostras deste estudo apresentaram biodisponibilidade semelhante (14% tanto nas amostras sem bio sólido quanto para solos que receberam bio sólidos) quando comparadas à biodisponibilidade de 15% (valor médio referente ao teor total) encontrada no estudo feito por CARDOSO (2004). Porém, a concentração total média encontrada neste estudo, foi menor ($53 \pm 5 \text{ Bq.kg}^{-1}$ p.s., considerando todo o experimento).

As maiores concentrações encontradas no solo foram de ^{228}Ra (Figura 18). Como foi observado para ^{210}Pb e ^{226}Ra , a variabilidade natural da partição e da concentração deste elemento também foi bastante acentuada. CARDOSO (2004) encontrou valores médios de concentração para ^{228}Ra semelhantes aos encontrados neste estudo ($79 \pm 19 \text{ Bq.kg}^{-1}$ p.s., variando de 54 a 110 Bq.kg^{-1} p.s.). Este resultado é esperado uma vez que a área estudada por CARDOSO (2004) apresenta uma concentração natural elevada para ^{238}U e conseqüentemente, seus descendentes ^{210}Pb e ^{226}Ra , apresentarão também concentrações naturais superiores às encontradas em outros solos. Todavia, com relação ao ^{232}Th e seu descendente ^{228}Ra , esta mesma região estudada por CARDOSO (2004), não apresenta anomalia para estes elementos. Assim, os resultados encontrados para ^{228}Ra em solos por CARDOSO (2004) foram bem mais próximos dos valores encontrados neste estudo.

As amostras que não receberam a aplicação de bio sólido apresentaram uma variabilidade natural da concentração de ^{228}Ra potencialmente biodisponível (Figura 19). A biodisponibilidade potencial encontrada para este elemento foi de 18% nas amostras sem bio sólido e de 17% para solos que receberam bio sólidos. Os valores de biodisponibilidade encontrados no estudo feito por CARDOSO (2004) foram em média 25% do teor total.

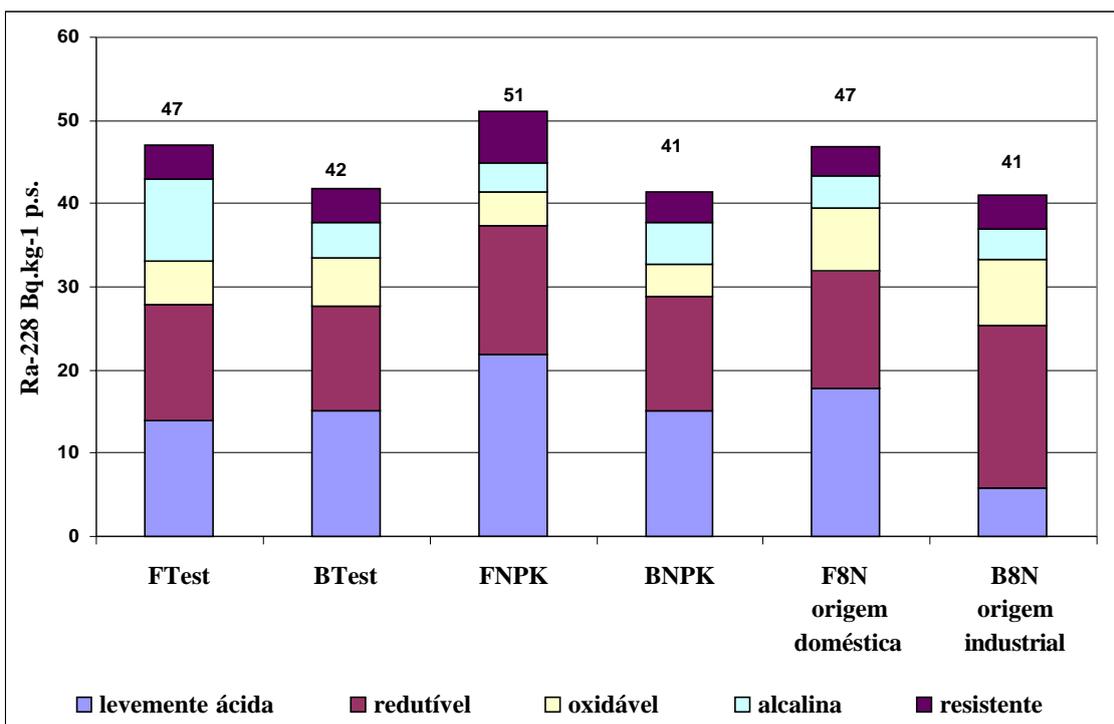


Figura 18: Partição Geoquímica do ^{228}Ra

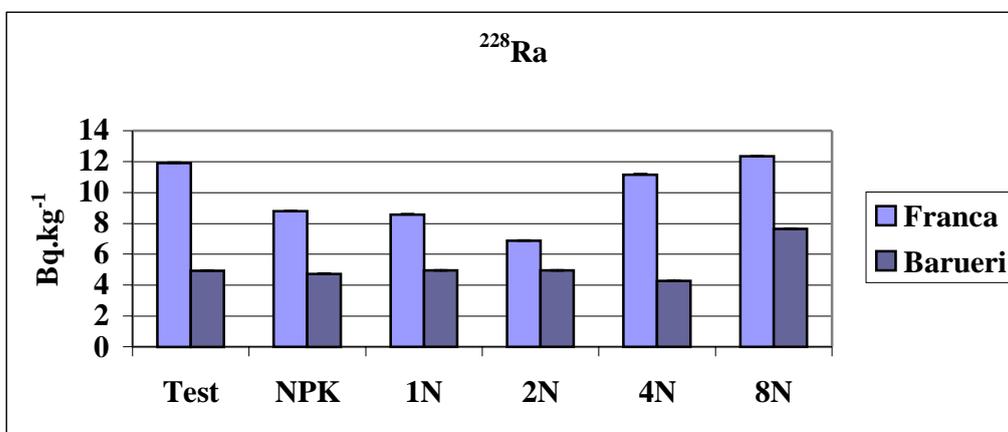


Figura 19: Concentração de ^{228}Ra potencialmente biodisponível nas amostras de solo deste estudo.

Os dados referentes às figuras apresentadas e discutidas no item 5.2.2 encontram-se nos Anexos III e IV.

5.2.3 Estoque metais pesados em grãos de milho

A fim de minimizar os efeitos de diluição ou concentração decorrentes da maior ou menor produção, os dados de produção foram padronizados pela biomassa, multiplicando-se a concentração do elemento (em mg.kg^{-1} ou Bq.kg^{-1}) pela biomassa produzida por hectare (em kg.ha), referida neste trabalho como o estoque do elemento na planta presente no momento da colheita.

A figura 20 apresenta os resultados do estoque de Zn obtido nos grãos de milho. De acordo com estes resultados podemos observar um incremento neste estoque nas amostras que receberam biofósforo. Do mesmo modo, os resultados do estoque de Cu, Ca, Mn e Fe (respectivamente figuras 21, 22, 23 e 24) apresentaram um incremento devido à aplicação do biofósforo, porém não foi possível observar diferença entre a origem dos biofósforos.

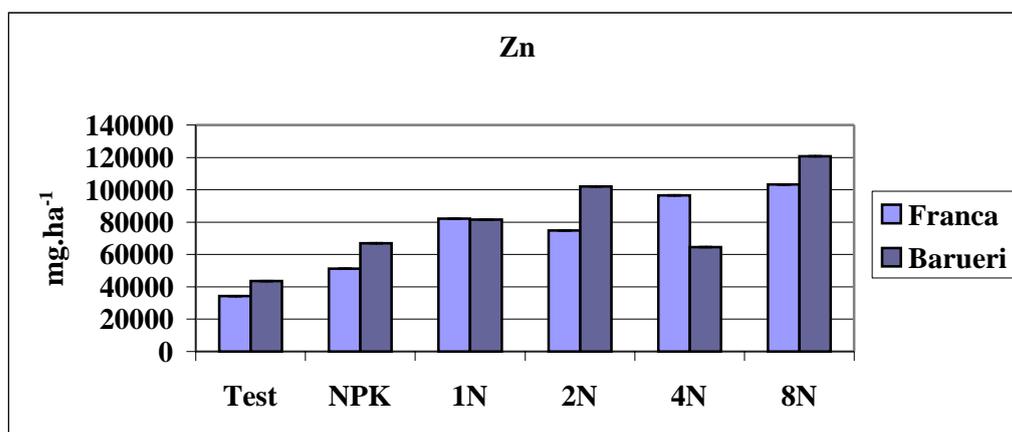


Figura 20: Estoque de Zn (mg.ha^{-1}) em grãos de milho.

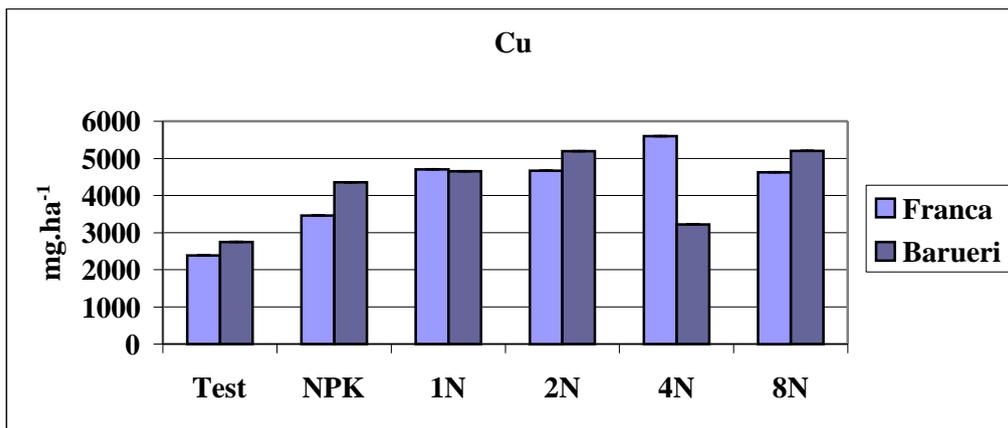


Figura 21: Estoque de Cu (mg.ha⁻¹) em grãos de milho.

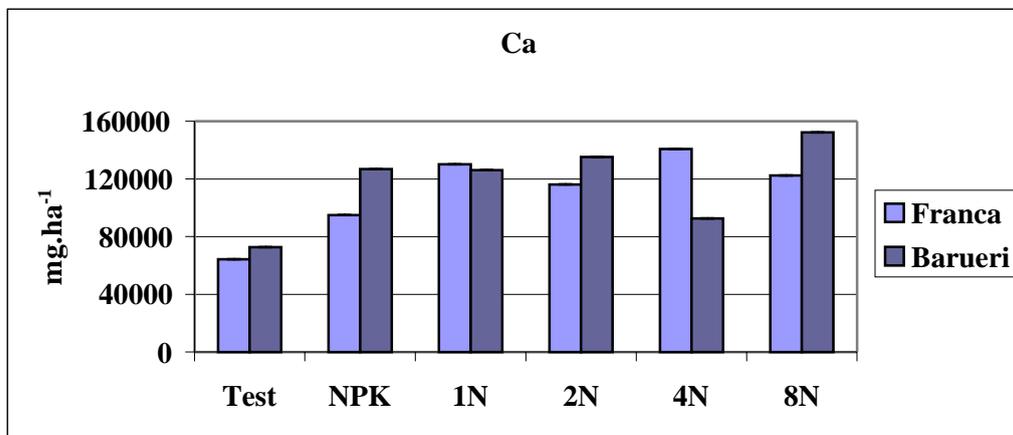


Figura 22: Estoque de Ca (mg.ha⁻¹) em grãos de milho.

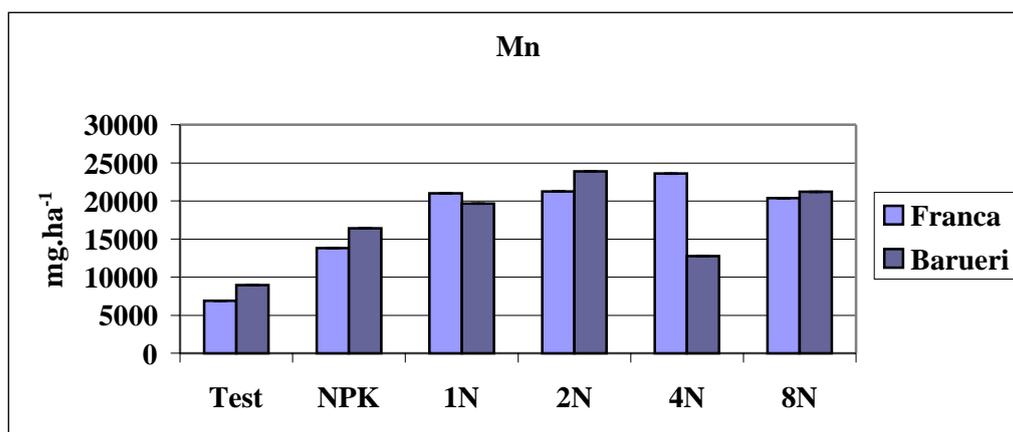


Figura 23: Estoque de Mn (mg.ha⁻¹) em grãos de milho.

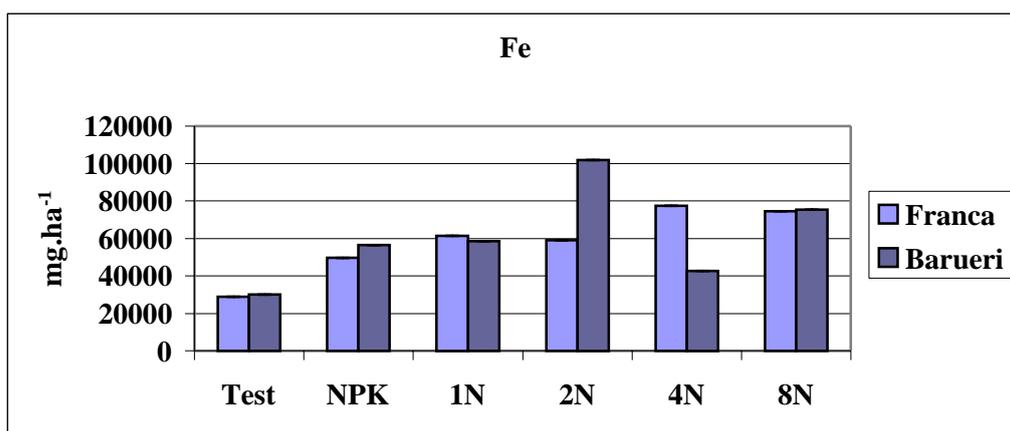


Figura 24: Estoque de Fe (mg.ha⁻¹) em grãos de milho.

Segundo os resultados apresentados na tabela 10 podemos observar que os teores de metais pesados nos solos e grãos de milho, obtidos neste estudo, ficaram muito abaixo dos limites aceitáveis, segundo as normas da CETESB e da Associação Brasileira das Indústrias da Alimentação (ABIA), evidenciando o baixo impacto da aplicação de biossólidos no cultivo do milho.

Tabela 10: Teores máximos de metais pesados (mg.kg⁻¹) aceitáveis em solo adubado com lodo de esgoto e teores limites de metais em grãos de cereais.

<i>Elemento</i>	<i>Valores de Intervenção para áreas agrícolas (1)</i>	<i>Teor médio no solo (3)</i>	<i>Límite de metais em grãos (2)</i>	<i>Teor médio de metais em grãos (3)</i>
Mn	n.d.	296	n.d	3
Ni	70	34	5	< L.D.
Cu	200	25	30	1
Zn	450	65	50	14
Pb	200	21	8	< L.D.

Fonte: (1) CETESB (2005); (2) ABIA (1985); (3) Este estudo.

n.d. – não disponível

L.D. – Limite de detecção.

5.2.4 Estoque de radionuclídeos em grãos de milho:

O estoque de radionuclídeos em grão de milho para ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra estão representados nas figuras 25, 26 e 27. Os resultados demonstram que não foi observado aumento significativo no estoque destes radionuclídeos no milho em função do aumento da dose de biossólido (1N, 2N, 4N e 8N). Tais resultados também demonstraram que a origem do biossólido não modificou o estoque desses elementos no grão do milho.

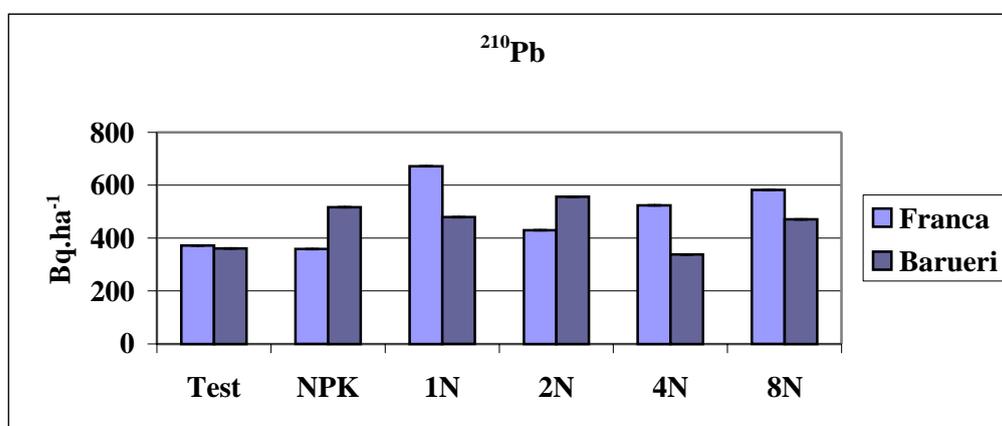


Figura 25: Estoque de ^{210}Pb ($\text{Bq}\cdot\text{ha}^{-1}$) em grãos de milho

A análise de variância, seguindo o modelo de delineamento experimental (fatorial 2 x 6 em 3 blocos casualizados), confirmou a ausência de correlação entre os parâmetros biossólido e dose (Tabela 11).

Tabela 11: Tabela de significância baseada na análise de variância seguindo o modelo de delineamento experimental (fatorial 2 x 6 em 3 blocos casualizados)

Fonte de Variação	^{210}Pb	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}PbT	^{226}RaT	^{228}RaT
Biossólido	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Dose	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Biossólido x Dose	ns	ns	ns	ns	ns	ns

n.s. - não significativo.

T significa que o dado foi transformado pela função $-\log_{10}(x)$ antes da análise de variância

Segundo EWERS *et al.* (2003), as plantas podem absorver o ^{210}Pb do solo via raiz, ou via folha, no entanto, o ^{210}Pb apresenta mobilidade muito baixa no interior da planta, e seu transporte de uma parte para outra é praticamente inexistente. Isto explicaria a baixa correlação entre a concentração dos radionuclídeos estudados na planta e no solo, mesmo considerando a fração biodisponível. Segundo PETERSON (1983) o ^{226}Ra e o ^{228}Ra , assim como o ^{210}Pb , são elementos que apresentam baixa ou média mobilidade no interior da planta. Isso significa que o metabolismo da espécie está no controle da concentração destes radionuclídeos, independente da maior (ou menor) fitodisponibilidade nos solos. Este mesmo comportamento foi observado para o ^{90}Sr em amostras de milho (VIANA, 2007). No entanto, as amostras de rabanete cultivadas em solos contaminados por ^{90}Sr refletiram a biodisponibilidade deste elemento no solo. Em conclusão, embora o cultivo de milho em solos com aporte de biossólidos, não apresente risco do ponto de vista radiológico, o cultivo de uma outra espécie cuja parte comestível esteja em contato direto com o solo deve ser avaliado, principalmente se as concentrações de radionuclídeos no biossólido forem elevadas.

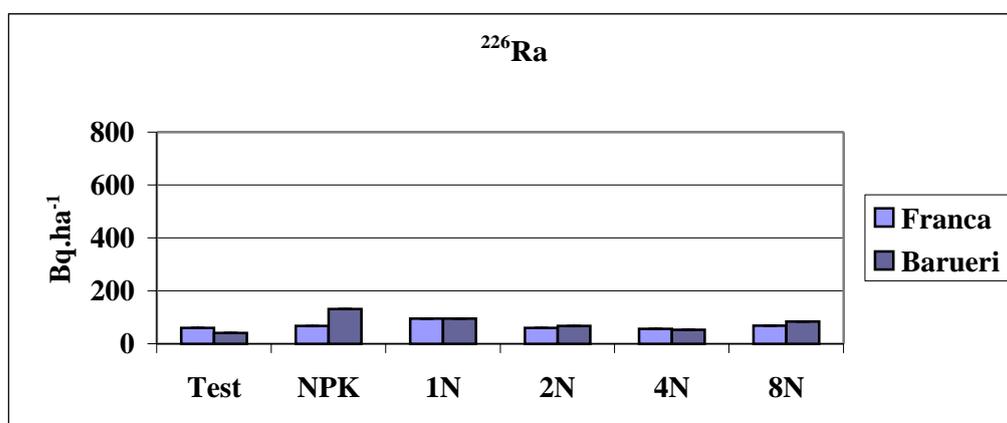


Figura 26: Estoque de ^{226}Ra (Bq.ha⁻¹) em grãos de milho

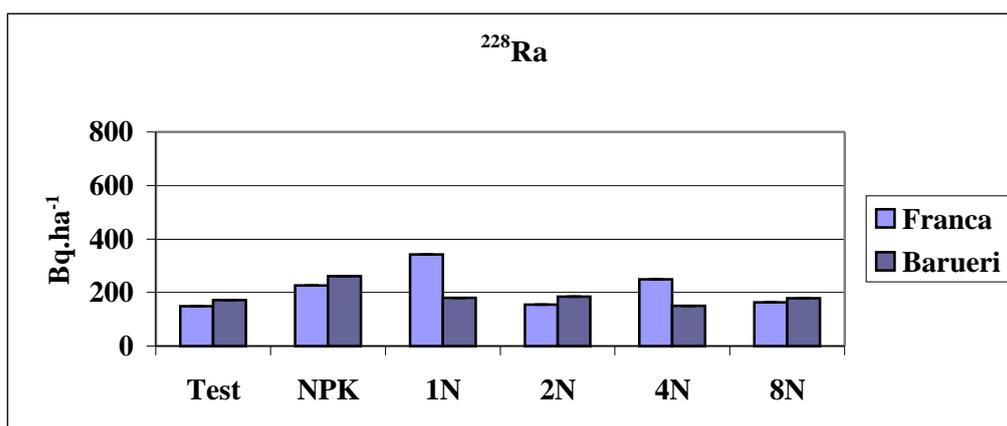


Figura 27: Estoque de ²²⁸Ra (Bq.ha⁻¹) em grãos de milho

De acordo com a tabela 12 podemos observar que o estoque do ²¹⁰Pb se correlacionou significativamente com o estoque de Ca, Mn e Cu. Porém, com relação ao Fe e o Zn não houve correlação significativa. Como o Fe e o Zn apresentaram valores elevados no bioossólido de origem industrial e estes elementos, em elevadas concentrações são tóxicos às plantas, é possível que a planta tenha feito um controle na absorção destes elementos, enquanto que para Pb, Ca, Mn e Cu a absorção pode ter sido realizada em função das necessidades metabólicas da planta.

Quanto ao ²²⁶Ra e o ²²⁸Ra, não foi observado nenhuma correlação significativa com o estoque de outros metais no milho.

Tabela 12: Correlação do estoque de radionuclídeos naturais com o estoque de metais no milho.

n=12	Cu	Fe	Mn	Zn	Ca
²¹⁰ Pb	0,722*	0,674	0,731*	0,643	0,715*
²²⁶ Ra	0,356	0,211	0,286	0,225	0,496
²²⁸ Ra	0,347	0,184	0,318	0,112	0,389

*Correlação significativa a p=99%

Os dados de concentração e produtividade utilizados para calcular o estoque de metais e radionuclídeos referentes às figuras apresentadas nos itens 5.2.3 e 5.2.4 encontram-se nos Anexos V e VI.

5.2.5 Fator de transferência solo-planta:

A figura 28 ilustra os valores de fator de transferência solo-planta (FT) para ^{210}Pb . Podemos observar que os solos que receberam aplicação de biossólido (1N, 2N, 4N e 8N) apresentaram uma ligeira redução no FT, quando comparados aos solos que não receberam nenhum fertilizante (Test). Este fato foi mais evidente para os solos que receberam o biossólido de Franca do que para os solos que receberam o biossólido de Barueri.

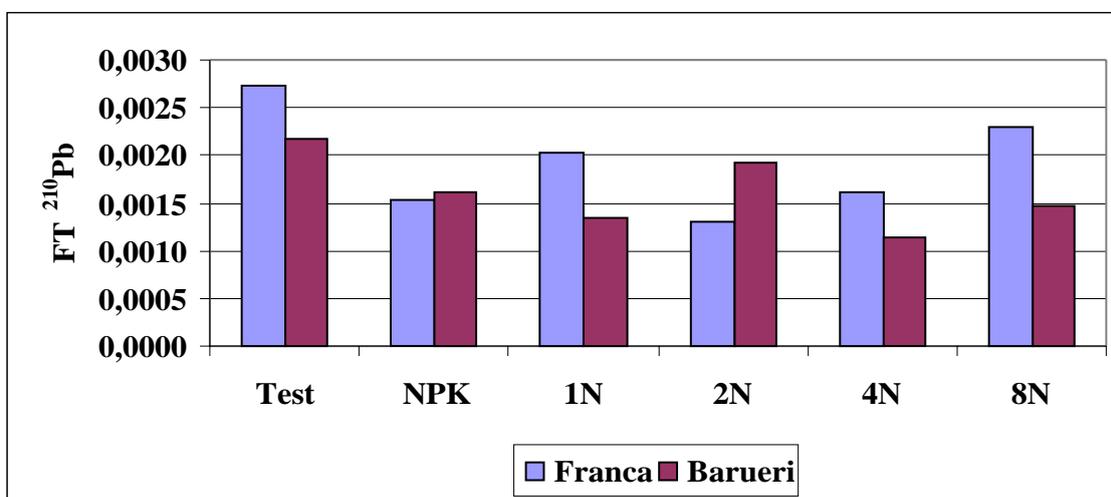


Figura 28 – Valores de FT para o ^{210}Pb .

Quanto ao ^{226}Ra (Figura 29), também podemos observar que os solos que receberam biossólidos de Franca apresentaram valores de FT menores que os solos que não receberam nenhum tipo de fertilizante (Test).

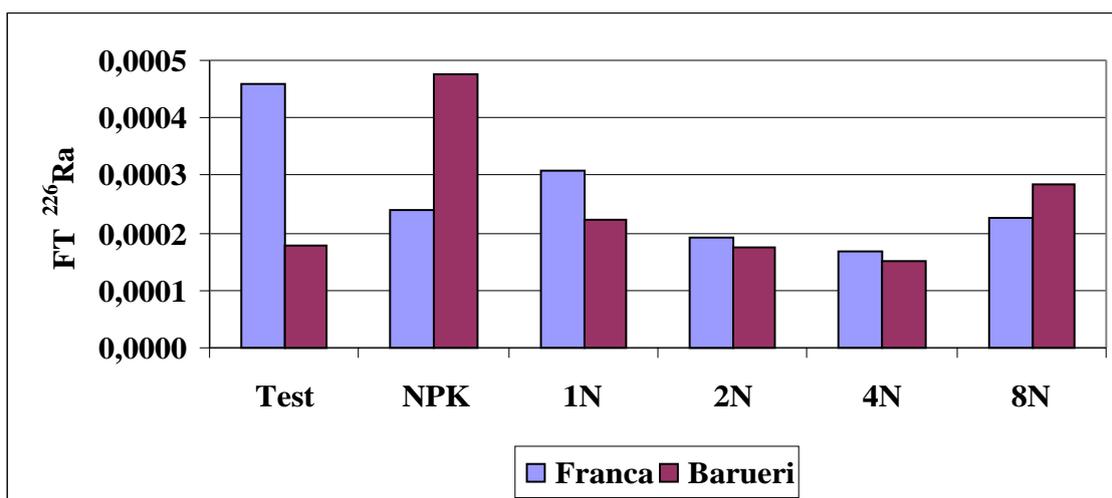


Figura 29 – Valores de FT para o ^{226}Ra .

Grande parte dos resultados de concentração do ^{228}Ra ficaram abaixo do limite de detecção e, conseqüentemente, não foi possível calcular o FT para todas as amostras analisadas. Porém, com relação à figura 30, fica evidente que os solos que receberam biossólidos de Barueri apresentaram valores de FT menores que os solos que não receberam nenhum tipo de fertilizante (Test).

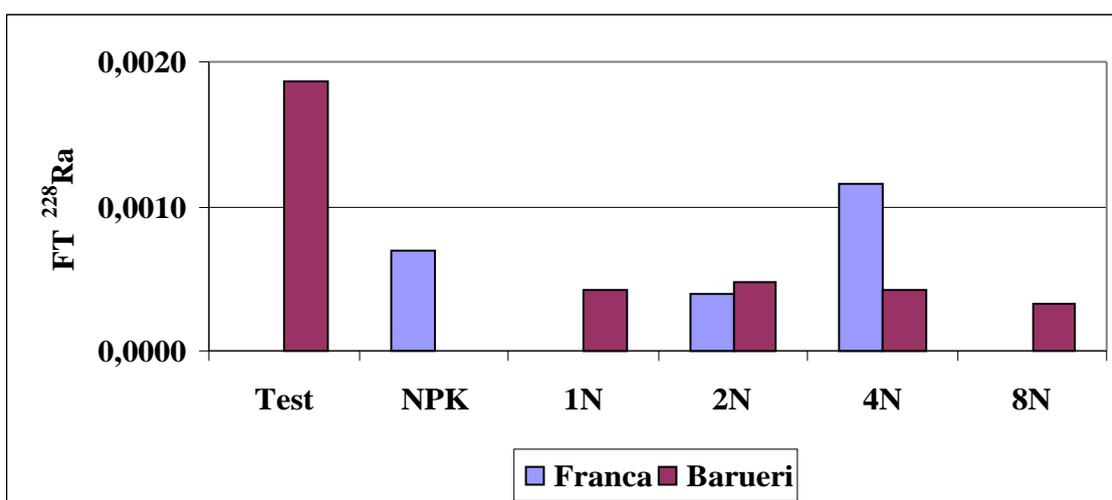


Figura 30 – Valores de FT para o ^{228}Ra .

De acordo com as figuras 28, 29 e 30, podemos concluir que o ^{210}Pb foi o elemento que apresentou o maior FT.

É difícil correlacionar qualquer um destes valores de FT com as propriedades do solo, uma vez que a planta está controlando esta transferência em função das suas necessidades fisiológicas e da disponibilidade dos nutrientes no solo. Além disso, o milho é uma das espécies mais complicadas de interpretar, uma vez que apresenta uma particularidade com relação a outras espécies. A parte comestível do milho (grão) é bastante protegida e, por este motivo, apresenta baixos valores de FT (CARDOSO, 2004; VIANA 2007).

Os solos que receberam biofósforos (1N, 2N, 4N e 8N) apresentaram menor FT quando comparados ao solo mais pobre (Test). Este resultado se deve possivelmente à maior biodisponibilidade e, conseqüentemente, à maior absorção de nutrientes no solo oriundos deste biofósforo (ver discussão no item 5.2.3), provocando possivelmente uma diluição relativa da concentração de radionuclídeos naturais em função do aumento da concentração de nutrientes.

Os valores de produtividade do milho são apresentados na figura 31. De acordo com esta figura, a maior produtividade ocorreu nos solos que receberam fertilizantes (biofósforos ou NPK). Esse aumento da produtividade é reflexo da maior disponibilidade de nutrientes essenciais. Estes resultados parecem confirmar o efeito da diluição dos radionuclídeos em virtude do aumento da produção de biomassa, que é uma conseqüência do aumento da concentração de nutrientes e das melhores condições de fertilidade do solo.



Figura 31 – Produtividade do milho

Na tabela 13 são apresentadas algumas propriedades dos solos e os respectivos valores de FT do ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra , obtidos neste estudo para o milho, e valores observados na literatura. De acordo com esses resultados pode-se observar que, em média, os valores médios encontrados para ^{226}Ra e ^{228}Ra no presente estudo não diferem dos valores disponíveis na literatura, porém os valores de ^{210}Pb encontrados neste estudo foram ligeiramente maiores quando comparados aos valores encontrados na literatura.

Tabela 13: Valores médios de FT solo-planta, pH e matéria orgânica do solo para o ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra em milho neste estudo e na literatura.

<i>Radionuclídeo</i>	<i>FT</i>	<i>pH (água)</i>	<i>M.O.</i>	<i>Referência</i>
^{226}Ra	6,44E-04	5,1	2,23	Linsalata (1986)
^{226}Ra	1,26E-03	5,1	2,23	Linsalata (1986)
^{226}Ra	6,96E-04	5	4,45	Vasconcelos (1984)
^{226}Ra	8,63E-04	4,3	2,42	Vasconcelos (1984)
^{226}Ra	2,02E-03	5,8	2,49	Vasconcelos (1984)
^{226}Ra	2,2 E-03	-	-	Wasserman et al.(2000)
^{226}Ra	3,8 E-03	-	-	Wasserman et al.(2000)
^{226}Ra	2,00E-03	6,2	1,376	Cardoso (2004)
^{226}Ra	4,56E-04	5,8	14	Este estudo
^{226}Ra	1,45E-04	5,8	14	Este estudo
^{228}Ra	9,99E-04	5,1	2,23	Linsalata (1986)
^{228}Ra	1,12E-03	5,1	2,23	Linsalata (1986)
^{228}Ra	3,80E-03	6,2	1,376	Cardoso (2004)
^{228}Ra	9,33E-04	5,8	14	Este estudo
^{228}Ra	3,78E-04	5,8	14	Este estudo
^{210}Pb	5,93E-04	4,6	2,16	Vasconcelos (1984)
^{210}Pb	5,20E-04	5,3	2,49	Vasconcelos (1984)
^{210}Pb	7,96E-04	4,3	2,42	Vasconcelos (1984)
^{210}Pb	6,06E-04	6,9	2,18	Vasconcelos (1984)
^{210}Pb	3,84E-03	4,7	1,55	Vasconcelos (1984)
^{210}Pb	6,44E-04	4,5	2,17	Vasconcelos (1984)
^{210}Pb	9,00E-04	6,2	1,376	Cardoso (2004)
^{210}Pb	2,52E-03	5,8	14	Este estudo
^{210}Pb	1,09E-03	5,8	14	Este estudo

6 CONCLUSÃO

Não foram observadas diferenças na partição geoquímica e na concentração de Zn e Cu entre as amostras de solo testemunho e as amostras de solo que receberam NPK. Todavia, foram encontradas diferenças significativas tanto na partição geoquímica quanto na concentração de Zn e Cu, nas amostras de solo que receberam a maior dose de biossólido.

Foi observado um aumento na concentração de Ca (cerca de 2 vezes a concentração da amostra de solo testemunho) em virtude do tratamento em que se aplicou a maior dose de biossólido, independente da origem do biossólido.

Não foram observadas variações na partição e na concentração do Fe entre as amostras de solo testemunho e as amostras de solo que receberam fertilizantes (NPK e biossólido).

Com relação à partição geoquímica, foi possível observar a predominância do Zn, Cu, Mn e Fe na fase residual, indicando a baixa disponibilidade destes elementos. O Ca foi encontrado predominantemente na fase levemente ácida, indicando a grande disponibilidade deste elemento para mecanismos de transporte.

Apesar das mudanças observadas nas propriedades dos solos devido ao aporte de biossólidos, no que se refere ao comportamento geoquímico dos radionuclídeos naturais, não observamos diferenças na partição e nas concentrações de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra . Porém foi possível observar maior biodisponibilidade potencial destes radionuclídeos nas amostras que receberam biossólidos.

O estoque de metais nas amostras de milho que receberam aporte de biossólido também foi maior, refletindo o elevado teor de metais (Zn, Cu, Ca, Mn e Fe) nas

amostras de bioossólido. No entanto, as concentrações desses metais no solo e no milho estão abaixo dos teores permitidos pela legislação.

O cultivo de milho em solos com aporte de bioossólidos não apresentou risco, do ponto de vista radiológico. Porém, o cultivo de uma outra espécie cuja parte comestível esteja em contato direto com o solo deve ser avaliado, principalmente se as concentrações de radionuclídeos no bioossólido forem elevadas.

O FT para ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{228}Ra não foi influenciado significativamente pela origem de bioossólido, ou pela interação entre dose e origem de acordo com a análise de variância. Porém, o FT mais alto foi observado para o ^{210}Pb .

Os valores médios de FT encontrados para ^{226}Ra e ^{228}Ra no presente estudo não diferem dos valores disponíveis na literatura, porém os valores de ^{210}Pb encontrados neste estudo foram ligeiramente maiores quando comparados aos valores encontrados na literatura.

7 ANEXOS

Anexo I – Concentração de Radionuclídeos nos biossólidos.

<i>Biossólido</i>	^{210}Pb (Bq.kg seco ⁻¹)	S	LC ^{210}Pb (Bq.kg seco ⁻¹)	^{226}Ra (Bq.Kg seco ⁻¹)	S	LC ^{228}Ra (Bq.Kg seco ⁻¹)	^{228}Ra (Bq.Kg seco ⁻¹)	S	LC ^{228}Ra (Bq.Kg seco ⁻¹)
Jundiaí a	2,67E+01	1,10E+00	9,38E-01	6,74E+00	8,67E-01	4,62E-01	7,54E+00	1,86E+00	4,01E+00
Jundiaí b	2,22E+01	9,64E-01	8,02E-01	6,24E+00	8,04E-01	3,44E-01	5,77E+00	1,70E+00	3,70E+00
Vila União a	8,03E+01	2,38E+00	1,02E+00	5,96E+01	4,54E+00	3,95E-01	<2,291E+01	-	2,29E+01
Vila União b	8,35E+01	2,41E+00	8,93E-01	5,60E+01	4,28E+00	3,99E-01	5,81E+01	9,64E+00	2,16E+01
Distrito Federal a	1,43E+01	7,04E-01	7,16E-01	3,97E+00	5,86E-01	2,88E-01	1,73E+01	1,50E+00	2,72E+00
Distrito Federal b	4,59E+00	4,70E-01	6,32E-01	4,70E-01	2,70E-01	3,44E-01	<1,334E+00	-	1,33E+00
Brejo Comprido a	4,58E+01	1,59E+00	1,07E+00	3,29E+01	2,71E+00	3,77E-01	2,23E+01	5,92E+00	1,34E+01
Brejo Comprido b	4,83E+01	1,58E+00	9,02E-01	3,10E+01	2,57E+00	4,56E-01	2,98E+01	5,68E+00	1,27E+01
Barueri a	2,56E+01	1,23E+00	1,12E+00	2,67E+01	2,27E+00	3,51E-01	2,93E+01	5,02E+00	1,11E+01
Barueri b	2,50E+01	1,14E+00	1,04E+00	3,15E+01	2,85E+00	3,92E-01	2,98E+01	5,81E+00	1,27E+01
Franca a	3,99E+01	1,60E+00	1,34E+00	3,16E+01	2,63E+00	2,88E-01	2,37E+01	5,76E+00	1,30E+01
Franca b	3,38E+01	1,37E+00	1,10E+00	2,69E+01	2,29E+00	3,44E-01	2,81E+01	5,07E+00	1,12E+01
Alegria a	4,43E+01	1,51E+00	9,73E-01	1,90E+01	1,71E+00	3,77E-01	2,62E+01	3,82E+00	8,28E+00
Alegria b	4,89E+01	1,57E+00	8,54E-01	2,14E+01	1,89E+00	4,49E-01	2,51E+01	4,19E+00	9,20E+00

S – desvio padrão

LC – Limite de detecção

Anexo II – Banco de dados referentes à partição geoquímica dos metais no solo

Cu (mg.kg ⁻¹)						
	FTest	BTest	FNPK	BNPK	F8N	B8N
levemente ácida	0,43	nd	0,53	0,30	0,83	5,23
redutível	0,77	0,77	0,83	0,77	2,27	17,57
oxidável	1,07	1,37	1,27	1,43	4,13	24,97
alcalina	1,33	1,93	2,63	2,10	2,87	6,20
resistente	5,23	5,87	7,83	5,80	5,40	9,43
TOTAL	8,83	9,93	13,10	10,40	15,50	63,40
Fe (mg.kg ⁻¹)						
	FTest	BTest	FNPK	BNPK	F8N	B8N
levemente ácida	4,73	5,20	5,30	4,57	18,27	29,43
redutível	194,33	213,33	226,33	202,00	570,00	880,00
oxidável	15,17	30,13	12,77	14,27	10,20	30,67
alcalina	91,33	116,00	129,67	171,00	66,33	192,33
resistente	24100,00	22900,00	24266,67	24500,00	20700,00	24666,67
TOTAL	24405,57	23259,47	24640,73	24891,83	21364,80	25799,10
Mn (mg.kg ⁻¹)						
	FTest	BTest	FNPK	BNPK	F8N	B8N
levemente ácida	6,03	3,73	7,80	3,93	11,73	10,40
redutível	32,10	12,33	20,47	11,63	23,53	24,80
oxidável	7,67	2,17	3,53	1,80	2,37	3,37
alcalina	0,87	0,60	0,90	0,57	0,73	0,87
resistente	83,67	133,33	145,67	138,00	98,33	161,00
TOTAL	130,33	148,43	178,37	155,93	136,70	200,43
Zn (mg.kg ⁻¹)						
	FTest	BTest	FNPK	BNPK	F8N	B8N
levemente ácida	2,80	1,73	3,30	1,67	10,87	64,00
redutível	2,10	1,63	2,43	2,53	17,70	74,33
oxidável	0,90	0,53	0,57	0,70	1,00	5,93
alcalina	1,47	1,57	2,07	1,87	3,37	5,57
resistente	12,73	16,23	15,10	15,07	14,17	31,03
TOTAL	20,00	19,97	23,47	21,83	47,10	180,87
Ca (mg.kg ⁻¹)						
	FTest	BTest	FNPK	BNPK	F8N	B8N
levemente ácida	540,00	706,67	606,67	850,00	973,33	950,00
redutível	121,33	121,33	138,33	173,00	328,00	400,00
oxidável	39,33	30,90		30,10	37,00	62,67
alcalina	18,93	27,70	30,80	24,57	26,33	27,00
resistente	22,37	14,13	22,57	20,40	32,43	17,17
TOTAL	39,33	26,50	18,17	49,33	86,33	50,67

nd – não detectável

Anexo III - Banco de dados referentes à partição geoquímica dos radionuclídeos no solo

^{210}Pb (Bq/kg^{-1})	<i>FTest</i>	<i>BTest</i>	<i>FNPK</i>	<i>BNPK</i>	<i>F8N</i>	<i>B8N</i>
levemente ácida	5,68E+00	4,46E+00	2,25E+00	5,82E+00	3,79E+00	2,24E+00
reduzível	6,38E+00	9,31E+00	9,13E+00	6,98E+00	7,79E+00	7,11E+00
oxidável	2,46E+00	5,63E+00	4,90E+00	3,90E+00	4,61E+00	4,37E+00
alcalina	7,47E+00	9,89E+00	3,61E+00	9,25E+00	1,51E+01	1,17E+01
resistente	1,69E+01	2,56E+01	3,57E+00	1,60E+01	3,13E+00	2,18E+01
TOTAL	3,89E+01	5,49E+01	2,35E+01	4,19E+01	3,44E+01	4,73E+01
^{226}Ra (Bq/kg^{-1})	<i>FTest</i>	<i>BTest</i>	<i>FNPK</i>	<i>BNPK</i>	<i>F8N</i>	<i>B8N</i>
levemente ácida	9,93E+00	8,92E+00	9,06E+00	1,11E+01	5,80E+00	5,68E+00
reduzível	7,68E+00	1,22E+01	1,13E+01	9,74E+00	1,42E+01	1,64E+01
oxidável	1,83E+00	1,13E+00	2,42E+00	3,61E+00	4,91E+00	6,98E+00
alcalina	1,29E+00	4,03E+00	1,75E+00	1,96E+00	2,58E+00	3,44E+00
resistente	1,56E+00	3,04E+00	2,23E+00	2,66E+00	3,10E+00	2,20E+00
TOTAL	2,23E+01	2,93E+01	2,68E+01	2,90E+01	3,06E+01	3,47E+01
^{228}Ra (Bq/kg^{-1})	<i>FTest</i>	<i>BTest</i>	<i>FNPK</i>	<i>BNPK</i>	<i>F8N</i>	<i>B8N</i>
levemente ácida	1,39E+01	1,50E+01	2,18E+01	1,52E+01	1,79E+01	5,82E+00
reduzível	1,40E+01	1,26E+01	1,56E+01	1,37E+01	1,42E+01	1,96E+01
oxidável	<5,27E+00*	5,88E+00	<3,96E+00*	<3,84E+00*	<7,44E+00*	<7,94E+00*
alcalina	9,80E+00	<4,19E+00*	<3,52E+00*	<4,94E+00*	3,94E+00	<3,65E+00*
resistente	<4,13E+00*	4,07E+00	6,22E+00	3,73E+00	<3,46E+00*	4,02E+00
TOTAL	3,77E+01	3,76E+01	4,36E+01	3,26E+01	3,60E+01	2,94E+01

* Limite de detecção

Anexo IV - Concentração de radionuclídeos na fase biodisponível

	^{210}Pb (Bq/kg ⁻¹)	^{226}Ra (Bq/kg ⁻¹)	^{228}Ra (Bq/kg ⁻¹)
Test	4,43E+00	7,30E+00	1,19E+01
NPK	3,86E+00	7,73E+00	8,79E+00
1N	5,16E+00	7,45E+00	8,56E+00
2N	5,14E+00	5,86E+00	6,88E+00
4N	4,61E+00	6,43E+00	1,11E+01
8N	6,62E+00	8,19E+00	1,23E+01
Test	6,16E+00	6,18E+00	4,93E+00
NPK	4,71E+00	5,50E+00	4,73E+00
B1N	6,26E+00	6,35E+00	4,96E+00
B2N	5,22E+00	5,66E+00	4,96E+00
B4N	3,83E+00	4,38E+00	4,27E+00
B8N	5,69E+00	6,40E+00	7,65E+00

Anexo V – Concentrações de metais e radionuclídeos

<i>Parcelas</i>	<i>Tratamentos</i>	²¹⁰ Pb <i>Bq.kg⁻¹</i>	²²⁶ Ra <i>Bq.kg⁻¹</i>	²²⁸ Ra <i>Bq.kg⁻¹</i>	Pb <i>mg.kg⁻¹</i>	Zn <i>mg.kg⁻¹</i>	Cu <i>mg.kg⁻¹</i>	Fe <i>mg.kg⁻¹</i>	Mn <i>mg.kg⁻¹</i>	Ca <i>mg.kg⁻¹</i>
6	FTest	5,92E+01	5,80E+01	7,86E+01	nd	3,46E+01	1,53E+01	3,83E+04	3,12E+02	6,23E+02
20	FTest	5,66E+01	4,94E+01	5,46E+01	1,95E+01	2,96E+01	1,39E+01	3,57E+04	2,83E+02	1,53E+04
30	FTest	5,89E+01	5,31E+01	7,33E+01	nd	3,43E+01	1,53E+01	3,94E+04	2,73E+02	4,56E+02
1	FNPK	4,76E+01	6,90E+01	7,33E+01	1,07E+01	3,50E+01	2,06E+01	3,78E+04	3,39E+02	6,31E+02
22	FNPK	4,74E+01	4,35E+01	6,55E+01	nd	3,56E+01	1,54E+01	3,43E+04	3,00E+02	1,32E+04
26	FNPK	5,60E+01	5,65E+01	6,00E+01	1,13E+01	3,59E+01	1,88E+01	3,91E+04	2,99E+02	5,73E+02
5	F1N	4,65E+01	5,08E+01	8,72E+01	nd	4,13E+01	1,72E+01	3,85E+04	3,01E+02	9,67E+02
21	F1N	5,97E+01	3,99E+01	6,80E+01	2,77E+01	4,21E+01	1,61E+01	3,41E+04	3,04E+02	9,33E+03
27	F1N	4,99E+01	4,32E+01	7,46E+01	nd	4,05E+01	1,75E+01	3,61E+04	2,66E+02	5,63E+02
2	F2N	4,17E+01	5,91E+01	5,97E+01	1,05E+01	3,88E+01	1,83E+01	3,53E+04	3,33E+02	6,38E+02
19	F2N	6,25E+01	5,40E+01	6,15E+01	nd	4,01E+01	1,70E+01	3,61E+04	2,71E+02	3,03E+02
29	F2N	5,33E+01	5,49E+01	7,32E+01	nd	4,24E+01	1,75E+01	3,88E+04	2,61E+02	6,30E+02
4	F4N	4,46E+01	6,68E+01	4,08E+01	nd	5,34E+01	2,08E+01	3,78E+04	3,12E+02	9,42E+02
24	F4N	6,36E+01	3,94E+01	6,90E+01	nd	5,46E+01	2,08E+01	3,54E+04	2,97E+02	4,76E+02
25	F4N	4,81E+01	5,28E+01	5,02E+01	nd	4,98E+01	2,25E+01	3,69E+04	2,63E+02	4,67E+02
3	F8N	4,42E+01	6,63E+01	5,96E+01	nd	6,13E+01	2,33E+01	3,66E+04	4,10E+02	1,07E+03
23	F8N	4,91E+01	4,61E+01	5,17E+01	2,21E+01	6,98E+01	2,45E+01	3,36E+04	2,90E+02	1,09E+04
28	F8N	5,22E+01	4,01E+01	4,87E+01	nd	3,97E+01	2,35E+01	3,50E+04	2,42E+02	2,04E+02
17	BTest	5,59E+01	4,10E+01	6,60E+01	2,46E+01	3,43E+01	1,49E+01	3,91E+04	2,62E+02	1,96E+02
36	BTest	5,34E+01	5,48E+01	5,56E+01	nd	1,76E+02	1,96E+01	3,48E+04	3,02E+02	1,27E+04
8	BTest	4,22E+01	7,81E+01	4,47E+01	nd	3,41E+01	1,53E+01	3,65E+04	3,23E+02	6,81E+02
9	BNPK	4,83E+01	5,84E+01	8,61E+01	nd	3,52E+01	1,60E+01	3,67E+04	3,36E+02	8,33E+02
15	BNPK	5,62E+01	4,48E+01	6,50E+01	0,00E+00	3,48E+01	1,73E+01	3,71E+04	2,63E+02	3,27E+02
34	BNPK	5,20E+01	3,82E+01	5,47E+01	1,83E+01	3,58E+01	1,56E+01	3,45E+04	3,18E+02	1,25E+04
11	B1N	4,98E+01	6,31E+01	4,47E+01	2,23E+01	5,73E+01	2,24E+01	3,45E+04	3,16E+02	2,91E+02
33	B1N	6,14E+01	5,44E+01	8,03E+01	1,35E+01	5,58E+01	2,08E+01	3,59E+04	2,97E+02	8,58E+03
14	B1N	4,55E+01	7,05E+01	5,14E+01	2,18E+01	5,46E+01	2,51E+01	3,78E+04	3,10E+02	3,83E+02
31	B2N	4,71E+01	5,04E+01	6,12E+01	nd	6,76E+01	2,58E+01	3,39E+04	2,48E+02	7,68E+02
16	B2N	4,94E+01	5,92E+01	5,46E+01	2,50E+01	7,30E+01	3,04E+01	3,78E+04	2,79E+02	6,07E+02
12	B2N	3,88E+01	4,34E+01	5,09E+01	nd	8,22E+01	3,11E+01	3,64E+04	3,36E+02	1,85E+02
18	B4N	5,19E+01	5,98E+01	4,80E+01	2,89E+01	1,03E+02	3,93E+01	3,65E+04	2,56E+02	2,68E+02
10	B4N	4,77E+01	6,21E+01	6,60E+01	1,88E+01	1,24E+02	4,30E+01	3,72E+04	3,43E+02	1,35E+04
35	B4N	5,32E+01	5,61E+01	5,65E+01	nd	1,28E+02	4,37E+01	3,56E+04	2,94E+02	1,15E+04
13	B8N	4,34E+01	5,32E+01	4,82E+01	3,16E+01	1,87E+02	6,85E+01	3,53E+04	2,72E+02	3,56E+02
7	B8N	4,89E+01	5,48E+01	8,82E+01	nd	1,69E+02	6,42E+01	3,73E+04	3,25E+02	1,03E+03
32	B8N	4,93E+01	4,56E+01	6,80E+01	2,78E+01	1,88E+02	6,77E+01	3,42E+04	2,70E+02	5,43E+02

nd – não detectável

Anexo VI – Banco de dados para o cálculo de produtividade

<i>Parcelas</i>	<i>20 m/ Linha Grão milho seco (g)</i>	<i>20 m /Linha</i>	<i>Produtividade</i>
	Grãos de milho secos (g)	Nº espigas	Kg.ha ⁻¹
Parcela 01	10287,5	89	5715,28
Parcela 02	12140	100	6744,44
Parcela 03	10745	89	5969,44
Parcela 04	11460	97	6366,67
Parcela 05	13360	101	7422,22
Parcela 06	5545	77	3080,56
Parcela 07	14105	108	7836,11
Parcela 08	5605	81	3113,89
Parcela 09	10885	86	6047,22
Parcela 10	11850	97	6583,33
Parcela 11	13235	97	7352,78
Parcela 12	13250	107	7361,11
Parcela 13	12300	94,5	6833,33
Parcela 14	12635	98,5	7019,44
Parcela 15	12810	94	7116,67
Parcela 16	13940	101	7744,44
Parcela 17	5415	78	3008,33
Parcela 18	10935	98	6075,00
Parcela 19	11080	81	6155,56
Parcela 20	4255	68	2363,89
Parcela 21	13010	99	7227,78
Parcela 22	10165	83	5647,22
Parcela 23	11330	96	6294,44
Parcela 24	12535	107	6963,89
Parcela 25	11830	97	6572,22
Parcela 26	7320	59	4066,67
Parcela 27	12065	92	6702,78
Parcela 28	10655	96	5919,44
Parcela 29	11050	90	6138,89
Parcela 30	3910	55	2172,22
Parcela 31	12070	96	6705,56
Parcela 32	10790	85	5994,44
Parcela 33	11225	101	6236,11
Parcela 34	9900	90	5500,00
Parcela 35	10350	86	5750,00
Parcela 36	7865	79	4369,44

OBS: Foram colhidas todas as espigas em 20 m de linha, sendo 4 linhas de 5m cada por parcela e o espaçamento entre as linhas de milho é de 0,90 m.

<i>Tratamentos</i>	<i>Parcelas</i>	<i>Produtividade média Kg. h a⁻¹</i>	<i>Desvio Padrão</i>
FTest	6 - 20 - 30	2538,89	478,79
FNPk	1 - 22 - 26	5143,06	932,80
F1N	5 - 21 - 27	7117,59	372,16
F2N	2 - 19 - 29	6346,30	344,91
F4N	4 - 24 - 25	6634,26	303,41
F8N	3 - 23 - 28	6061,11	203,61
BTest	8 - 17 - 36	3370,83	667,94
BNPk	9 - 15 - 34	6221,30	822,27
B1N	11 - 14 - 33	6869,44	573,25
B2N	12 - 16 - 31	7270,37	525,36
B4N	10 - 18 - 35	6136,11	420,01
B8N	7 - 13 - 32	6887,96	922,05

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO, 1985, *Compêndio da legislação dos alimentos*. São Paulo: ABIA. n. p.

ABREU Jr., C.H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C., 2001, *Exchangeable cations, cation exchange capacity and base saturation in Brazilian soils amended with urban waste compost*. Scientia Agricola, 58, 813-824.

ALLEN, H. E., 1993, *The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality criteria and standards*. The Science of the Total Environment, Amsterdam, Supp. pt. 1, v.23, p.45.

ALLOWAY, B.J., 1990, *Heavy metals in soils*. In: ALLOWAY, B.J., ed. New York, John Wiley & Sons, 390p.

ALMEIDA, M.R.A. de, 2007, *Influência do uso do lodo de esgoto na distribuição das substâncias húmicas do solo*. Rio de Janeiro: UFRJ. Dissertação (Mestrado em Química Analítica Orgânica).

AMARAL SOBRINHO, N.M.B., COSTA, L.M., OLIVEIRA, C. & VELLOSO, A.C.X, 1992, *Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos*. R. Bras. Ci. Solo, 16:271-276.

AUBERT, H., PINTA, M. 1977, *Trace elements in soils*. Amsterdam: Scientific Publications, 395 p.

BAN-NAI, T. & MURAMATSU, Y., 2002, "*Transfer factors of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish*". Journal of Environmental Radioactivity v. 63, pp. 251-264.

BARROW, N. J, 1985, *Reactions of anions and cations with variable-charge soils*. Advances in Agronomy, v.38, p.183-229.

BETTIOL, W., CAMARGO, O.A., GALVÃO, J.A.H., GHINI, R., 2006, *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto: descrição do estudo*. In: BETTIOL, W., CAMARGO, O.A. (Eds.). Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna. Embrapa Meio Ambiente. pp.17-23.

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

BROFAS, G., MICHPOULOS, P., ALIFRAGIS, D., 2000, *Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation*. Journal of Environment Quality, 29, 811-816.

BRÜMMER, G., TILLER, K.G., HERMS, V., CLAYTON, P.M., 1983, *Adsorption/desorption and/or precipitation-dissolution process of zinc in soils*. Geoderma, v.31, p.337-357.

CAMARGO, O. A., ALLEONI, L. R. F., CASAGRANDE, J. C., 2001, *Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos*. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da; RAIJ, B. van; ABREU, C. A. de (Ed.) Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/ POTAFOS. cap.5, p. 89-124.

CAMERON, K.C., Di, H. J., McLauren, R.G., 1997, *Is soil an appropriate dumping ground for our wastes?* Australia Journal of Soil Resources.

CARDOSO, G. V., 2004, *Avaliação dos Níveis de Exposição à Radiação nas Comunidades Circunvizinhas a Unidade de Mineração e Concentração de Urânio de Caetité – BA*, Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 100 p.

CHANG, A.C., GRANATO, T.C. & PAGE, A.L., 1992, *A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel, and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges*. J. Environ. Qual., 21:521-536.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. CETESB, 2005, *Decisão de Diretoria Nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005*. Anexo único. Valores Orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. Baixado em: 26/01/2008: [http:// www.cetesb.org.br](http://www.cetesb.org.br).

CONAMA, 2006, *Resolução Nº 359*. Ministério do Meio Ambiente, D.O.U, Seção 1, 141-146.

CORNU, S.; NEAL, C.; AMBROSI, J. P.; WHITEHEAD, P.; NEAL, M.; SIGOLO, J.; VACHIER, P., 2001, *The environmental impact of heavy metals from sewage sludge in ferralsols (São Paulo, Brazil)*. The Science Total Environment, Amsterdam, v. 271, n. 1/3, p. 27-48.

D'AMORE, J.J., AL-ABED, S.R., SCHECKEL, K.G., RYAN, J.A., 2005. *Methods for speciation of metals in soils. A Review*. Journal of Environmental Quality, 34, 1707-1745.

DAS, A.K.; CHAKRABORTY, R.; CERVERA, M.L.; GUARDIA, M. de la., 1995, *Metal speciation in solid matrices Talanta*, 42:1007-1030.

DAVIES, B.E. Lead. In: ALLOWAY, B.J., 1990, *Heavy metals in soils*. New York: John Wiley, p.177-193.

DEAN, J. R., BUTLER, O., FISHER, A., GARDEN, L. M., CRESSER, M.S., WATKINS, P., CAVE, M., 1998, *Atomic spectrometry update - Environmental analysis*. Journal of Analytical Atomic Spectrometry, Cambridge, v.13, p.1R-56R.

DESMET, G., NASSIMBENI, P. & BELLI, M., 1990. *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. London: Elsevier Applied Science, 693pp.

EMBRAPA, 1997, *Manual de métodos de análises de solo*, 2ª ed., Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos.

EUROPEAN COMMISSION, 2000, *Radiological impact due to wastes containing radionuclides from use and treatment of water*. Directorate-General Environment - Nuclear Safety and the Environment. Report EUR 19255. 94p.

EWERS, L.W., HAM, G.J., WILKINS, B.T., 2003, *Review of the transfer of naturally occurring radionuclides to terrestrial plants and domestic animals*. National Radiological Protection Board. NRPB W-49: 70p.

FRANKLIN, M. R., 2001, “*Estudo da circulação hidrodinâmica e do transporte de radionuclídeos na Baía de Ilha Grande – RJ*”, Tese (Mestrado), UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

FRISSEL, M.J. and KOSTER, H. W., 1990, *Radium in soil*. In: IAEA, International Atomic Energy Agency. The Environmental Behaviour of Radium. Technical Report Series N° 310, 323-334, Vienna: IAEA.

GRI, N., 2000, *Étude du comportement du ¹³⁷Cs et du ⁹⁰Sr dans le sols contaminés de la région de Tchernobyl*. Institute de Protection et de Sûreté Nucléaire. Centre d'études de Fontenay-aux-Roses. Direction de L'Information Scientifique et Technique. Rapport CEA - R - 5911.

HAMMOND, C.R., 2000, *The elements*. In: LIDE, D.R. Handbook of chemistry and physics. 8. ed. Boca Raton: CRC. cap 4, p.1-17.

HAYES, K. F., TRAINA, S. J., 1995, *Metal ion speciation and its significance in ecosystem health*. In: SOIL CHEMISTRY AND ECOSYSTEMS HEALTH, St. Louis. Proceedings... Madison: SSSA, 1998. p.45-84 (Special Publication, 52).

IBGE, 2005, *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios*. Baixado em 03/01/2008:<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2005/default.shtm>

ICRP, International Commission on Radiological Protection, 1978, *Radionuclide release into the environment: assessment of doses to man*. Publication 29, Pergamon Press, Oxford.

ISCORS, Interagency Steering Committee on Radiation Standards, 2003, *ISCORS assessment of radioactivity in sewage sludge: radiological survey results and analysis*. Washington, D.C.: ISCORS. 228p.

IPCS, 1995, *Environmental Health Criteria 165 for Inorganic Lead*. International Programme on Chemical Safety.

IUR, 1989, *Vth Report of the Working Group Soil-to-Plant Transfer Factors*. International Union of Radioecologists, IUR Report prepared by RIVM. Bilthoven, Netherlands.

KABATA-PENDIAS; A, PENDIAS, H., 2000, *Trace elements in soils and plants*. 4 ed. Boca Raton: CRC Press. 331p.

KARASYOVA, O. M., IVANOVA, L. I., LAKSHTANOV, L. Z. & LOVGREN, L., 1999, “*Strontium sorption on hematite at elevated temperatures*”, *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 220, pp. 419 – 428.

KNATKO, V. A., SKOMOROKHOV, A.G. ASIMOVA, V. D., STRAKH, L. I., BOGDANOV, A. P. & MIRONOV, V. P., 1996, “*Characteristics of ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs and ^{239,240}Pu Migration in Undisturbed Soils of Southern Belarus after the Chernobyl Accident*”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 30, n. 2, pp. 185-196.

KOT, A.; NAMIESNIK, J., 2000, *The role of speciation in analytical chemistry*. *Trends in Analytical Chemistry*, Amsterdam, v.19, n.2/3, p.69-79.

LARINI, L., 1993. *Toxicologia*, Editora Manole, 2^a Edição.

LINSALATA P., 1986, *Studies of Transport Pathways of Th, Rare Earth, ²²⁸Ra and ²²⁶Ra from soil to plants and Farm Animal*. Report DOE/ER 60134-4, Institute of Environmental Medicine, New York University Medical Center, New York.

LÓPEZ-MOSQUERA, M.E., MOIRÓN, C., CARRAL, E., 2000, *Use of dairy-industry sludge as fertilizer for grasslands in northwest Spain: heavy metal level in the soil and plant*. Resource, Conservation and Recycling, v.30, 95-109.

McBRIDE, M. B., 1994, *Environmental chemistry of soils*. New York: Oxford University Press.

McBRIDE, M.B., RICHARDS, B.K., STEENHUIS, T., RUSSO, J.J. & SAUVE, S., 1997, *Mobility and Solubility of Toxic Metals and Nutrients in Soil Fifteen Years After Sludge Application*. Soil Science: 162: 487-500.

MELFI, A.J., MONTES, C.R., 2002, *“Impacto dos Biossólidos sobre o solo”*. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J. & MARQUES, M.O., (eds), *Biossólidos na agricultura*, 2 ed., cap. 9, editora ABES, São Paulo:

MEURER, E. J., 2004, *Fundamentos de Química do Solo*, 2 ed., Porto Alegre, Ed LUCHESE, E. B., FAVERO, L. O. B. & LENZI, E., 2001, *Fundamentos da Química do Solo*, editora Freitas Bastos, Rio de Janeiro,.

MOLINARI, J. and SNODGRASS, W.J., 1990, *The Chemistry and Radiochemistry of radium and the other elements of the uranium and thorium natural decay series*. In: IAEA, International Atomic Energy Agency. *The Environmental Behaviour of Radium*. Technical Report Series N° 310, 11-58, Vienna: IAEA.

MOREIRA, C. S., 2004, *Adsorção competitiva de cádmio, cobre, níquel e zinco em solos*. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP. 108p.

OBARD, J. P., 2001, *Ecotoxicological assessment of heavy metals in sewage sludge amended soils*. Applied Geochemistry, 16, 1405-1411.

OHTSUKA, Y. & TAKEBE, S., 1990, "Migration Behavior of Radionuclides (^{60}Co , ^{85}Sr , ^{137}Cs) in Aerated Sandy Soil Layer", Journal of Nuclear Science and Technology, v.27, pp. 750-755.

OLIVEIRA, F. C., 2000, *Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo num Latossolo Vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar*. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP. 247 p.

OLIVEIRA, F.C.; MARQUES, M.O.; BELLINGIERI, P.A.; PERECIN, D., 1995, *Sewage sludge as nutrient source for sorghum*. Scientia Agricola, 52, 360-367.

PETERSON, Jr., H.T., 1983, *Terrestrial and Aquatic Food Chain Pathways*, In: *Radiological Assessment: a Textbook on Environmental Dose Analysis*. Till, J.E. & Meyer. H.R. (eds). Cap.V. U.S. Nuclear Regulatory Commission. Washington D.C.

PIRES, A. M. M., 2006, *Uso Agrícola do Lodo de Esgoto: Aspectos Legais*. EMBRAPA - Meio Ambiente, Jaguariúna, São Paulo.

PONTEDEIRO, E. M., 2006, *Avaliação de Modelos de Impacto Ambiental para Deposição de Resíduos Sólidos com Radionuclídeos Naturais em Instalações Mínero-Industriais*. Tese (Doutorado). Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ. 167 p.

QUEVAUVILLER, P., 1998, *Operationally defined extraction procedures for soil and sediment analysis*. I. Standardization. Trends in Analytical Chemistry, Amsterdam, v.17, n.5, p.289-298.

RANGEL, O. J. P., 2003, *Disponibilidade de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em latossolo cultivado com milho após a aplicação de lodo de esgoto*. Dissertação (Mestrado). Lavras: UFLA. 88 p.: il.

ROCHA, G.N.; GONÇALVES, J.L.M.; MOURA, I.M., 2004, *Changes in soil fertility and growth of an Eucalyptus grandis plantation fertilized with biosolid*.

Brazilian Journal of Soil Science, 28, 623-639.

ROCHEDO, E.R.R. & WASSERMAN M.A., 2003, “*Transferência no Meio Terrestre*”, In: ROCHEDO, E.R.R. Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental, 1ed., capítulo 5, Rio de Janeiro, CPG/IRD.

ROSS, S. M., 1994, *Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils*. In: ROSS, S. M. Toxic metals in soil-plant systems. Braffins Lane: John Wiley. p.63-152.

SALAM, A.K.; HELMKE, P.A., 1998, *The pH dependence of free ionic activities and total dissolved concentrations of copper and cadmium in soil solution*. Geoderma, v.83, p.281-291.

SAS, 2003. *SAS System for Windows*, v.9.1.3 Service Pack 3. SAS Institute Inc., Cary.

SASTRE, I., VICENTE, M.A., LOBO, M.C., 2001, *Behaviour of cadmium and nickel in a soil amended with sewage sludge*. Land Degradation and Development, v.12, p.27-33.

SHUMAN, L.M., 1985, *Fractionation method for soil microelements*. Soil Science, v. 140, p.11-22.

SILVA, F. C., 1995, *Uso agrônômico de lodo de esgoto: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar*. Dissertação (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade Federal de São Paulo, Piracicaba, SP. 154 p.

SILVEIRA, M. L. A., 2002, *Extração seqüencial e especiação iônica de zinco, cobre e cádmio em Latossolos tratados com biossólido*. Tese (Doutorado) Escola

Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade Federal de São Paulo. 166p.:
il.

SPARKS, D.L., 1995, *Environmental soil chemistry*. San Diego: Academic Press. 267p.

SPOSITO, G., 1989, *The chemistry of soils*. New York: Oxford University Press. 277p.

STAUNTON, S., DUMAT, C. & ZSONAY, A., 2002, *Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils*. Journal of Environmental Radioactivity. V.58. p. 163-173.

TACK, F. M. G., VERLOO, M. G. Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. International Journal of Environmental and Analytical Chemistry, Reading, v.59, p.225-238, 1995.

TAN, K.H., 2003, *Humic Matter in Soil and the Environment: Principles and Controversies*. New York: Marcel Dekker.

TSADILAS, C.D., MATSI, T., BARBAYIANNIS, N. & DIMOYIANNIS, D., 1995, *Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions*. Comm. Soil.Sci. Plant. Anal., 26:2603-2619.

TSUTIYA, M. T., COMPARINI, J.B., ALEM SOBRINHO, P., HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T., MELFI, A.J., MELO, W.J. & MARQUES, M.O., eds., 2002, *Biossólidos na agricultura*; 2ed, editora ABES/SP. 468p.

UNSCEAR, United Nations Scientific Committee for the Effects of Atomic Radiation, 2000, *Report: “Sources and Effects of Ionizing Radiation”*. United Nations, New York.

URE, A. M., DAVIDSON, C. M., 1995, *Introduction to speciation*. In: URE, A. M.; DAVIDSON, C. M. Chemical speciation in the environment. Glasgow (UK): Blackie. p.1-5.

VAN- BERGEIJK, K. E., NOORIJK, H., LEMBRECHTS, J.& FRISSEL, M. J., 1992, "*Influence of pH, Soil Type and Soil Organic Matter Content On Soil-To-Plant Transfer of Radiocesium and Strontium as Analyzed by a Nonparametric Method*". Journal Environmental Radioactivity v.15, pp. 265 – 276.

VASCONCELLOS, L.M.H., 1984, *Levantamento dos Teores de Ra-226 e Pb-210 em Alimentos Cultivados no Planalto de Poços de Caldas*. Tese (Mestrado), Instituto de Biociências, UERJ, 88p.

VIANA, A.G., 2007, *Avaliação do potencial de mobilidade do Sr-90 em solos brasileiros*. Dissertação (Mestrado em Radioproteção e Dosimetria), Instituto de Radioproteção e Dosimetria, CNEN.

WASSERMAN, M. A. V.; PEREZ, D.V. & BOURG, A., 2002, *Behavior of Cesium-137 in Some Brazilian Oxisol*. Communications Soil Science and Plant Analysis, 33 (7 & 8): 1335- 1349.

WASSERMAN, M.A., PEREZ D.V., LAURIA, D., SCHUCH, L.A. & ZAGO, A., 2000, *Valores de Fator de Transferência Solo-Planta do ²²⁶Ra e ²²⁸Ra: Áreas Agrícolas versus Áreas de Radioatividade Natural Elevada*. In: V Encontro Nacional de Aplicações Nucleares. Rio de Janeiro. 5p.

ZECH, W., SENESI, N., GUGGENBERGER, G., KAISER, K., LEHMAN, J., MIANO, T.M., MILTNER, A., SCHROTH, G., 1997, *Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics*. Geoderma, 79, 117-161.