

CLÉSIA CRISTINA NASCENTES

EFEITOS DO COMPOSTO DE LIXO URBANO NA DISPONIBILIDADE E
ABSORÇÃO DE METAIS PESADOS EM ALFACE

Tese apresentada à Universidade Federal
de Viçosa, como parte das exigências do
Curso de Agroquímica, para obtenção do
título de “*Magister Scientiae*”.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
OUTUBRO - 1998

CLÉSIA CRISTINA NASCENTES

EFEITOS DO COMPOSTO DE LIXO URBANO NA DISPONIBILIDADE E
ABSORÇÃO DE METAIS PESADOS EM ALFACE

Tese apresentada à Universidade Federal
de Viçosa, como parte das exigências do
Curso de Agroquímica, para obtenção
do título de “*Magister Scientiae*”.

APROVADA: 18 de fevereiro de 1998.

Prof. César Reis
(Conselheiro)

Prof. Renildes Lúcio Ferreira Fontes
(Conselheiro)

Prof. Carlos Roberto Bellato

Prof. Paulo Roberto Cecon

Prof. Cláudio Pereira Jordão
(Orientador)

A Deus.

A Isaias e Diva, meus queridos pais.

A Cléver, Clau, Rê e Cleuton, meus irmãos.

A minha avó Efigênia.

AGRADECIMENTO

À Universidade Federal de Viçosa, especialmente ao Departamento de Química, pela oportunidade oferecida para a realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos concedida.

Ao Professor Cláudio Pereira Jordão, pela orientação e pelo apoio.

Aos Professores Renildes Lúcio Fontes, César Reis e Carlos Roberto Bellato, pelas sugestões na elaboração do trabalho.

Ao Professor Paulo Roberto Cecon, pelas sugestões e pela ajuda nas análises estatísticas.

Ao Departamento de Solos, pelo material e espaço cedido para a montagem do experimento.

Às amigas Juliana, Luzia e Luciana Cerqueira, pela paciência e ajuda nas análises de laboratório.

Aos amigos Lucinha e José Luís, pelas determinações realizadas no Espectrofotômetro de Absorção Atômica.

Às secretárias Solange e Marisa, pela atenção.

Ao amigo Roberto, pela literal força na montagem do experimento.

Ao amigo Luciano, pela ajuda, atenção e amizade em todos os momentos.

Aos amigos Chicão e Marcelinho, pelos conselhos e pelo auxílio.

Às minhas irmãs Clau e Rê e às amigas Lurdinha e Fabíola, pelo apoio, pelo convívio e pela paciência.

A todos os colegas do curso de Agroquímica, em especial aos inesquecíveis amigos Márcia, Eduarda, Paulo e Fabiana, pela amizade e pelos bons momentos.

A todos os companheiros do Rotaract, pela força e compreensão.

Aos grandes amigos Rodrigo, Claudinha, Moisés, João, Zé, Marília, Paulinho, Jiló, Alessandro, Carla, Érica e Regina, pela alegria e pelos momentos de descontração.

Aos colegas do Laboratório de Química Analítica e Ambiental, Cherrine, Madson, Luciana Silva, Hérica, Araceli e Lúcia, pelo bom ambiente de trabalho.

A todos os professores, funcionários e amigos do Departamento de Química, pela atenção e pelo carinho durante todo este tempo de convivência.

BIOGRAFIA

CLÉSIA CRISTINA NASCENTES, filha de Isaias de Souza Nascentes e Diva Maria Nascentes, nasceu em Patos de Minas (MG), em 28 de julho de 1972.

Em março de 1991, ingressou na Universidade Federal de Viçosa, diplomando-se Bacharela e Licenciada em Química em julho de 1995.

Em agosto de 1995, iniciou o curso de mestrado em Agroquímica nessa mesma instituição, exercendo, paralelamente, atividades de Monitoria II e tutoria em disciplinas na área de Química Analítica.

Em 18 de fevereiro de 1998, defendeu a tese, requisito para obtenção do título de “*Magister Scientiae*”.

CONTEÚDO

EXTRATO	viii
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1. Lixo - problema ambiental	4
2.2. Compostagem de lixo urbano	5
2.3. Metais pesados em compostos de lixo urbano	7
2.4. Contaminação de solos e plantas	8
2.5. Fatores que influenciam a disponibilidade de metais pesados no solo.....	11
2.6. Toxicidade de metais pesados	11
2.6.1. Cádmio	12
2.6.2. Cobre	12
2.6.3. Chumbo	13
2.6.4. Manganês	13
2.6.5. Níquel	14
2.6.6. Zinco	14
2.7. Avaliação da disponibilidade de metais pesados no solo	14
3. MATERIAL E MÉTODOS	16

3.1. Preparação do solo	16
3.2. Compostos de lixo urbano utilizados	18
3.3. Montagem do experimento	18
3.4. Delineamento experimental	21
3.5. Análises químicas	22
3.5.1. Análise do tecido vegetal	22
3.5.2. Análise das amostras de solo	22
3.5.2.1. Determinação do pH	22
3.5.2.2. Extração dos metais disponíveis – método do DTPA.....	23
3.6. Reagentes	23
3.7. Instrumentos utilizados	23
3.7.1. Medidor de pH	23
3.7.2. Espectrofotômetro de absorção atômica	23
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
4.1. pH do solo	24
4.2. Produção de matéria fresca e matéria seca	31
4.3. Disponibilidade dos metais pesados no solo	39
4.3.1. Zinco	39
4.3.2. Cobre	46
4.3.3. Manganês	51
4.3.4. Chumbo	55
4.3.5. Níquel	60
4.4. Concentração de metais pesados na parte aérea	63
4.5. Correlação entre metais disponíveis e metais absorvidos pelas plantas	85
5. RESUMO E CONCLUSÕES	88
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91

EXTRATO

NASCENTES, Clésia Cristina, M. S., Universidade Federal de Viçosa, outubro de 1998. **Efeitos do composto de lixo urbano na disponibilidade e absorção de metais pesados em alface.** Orientador: Cláudio Pereira Jordão. Conselheiros: César Reis e Renildes Lúcio Ferreira Fontes.

O lixo é um grande problema ambiental. Sem tratamento, polui solo, águas, plantas e prejudica a qualidade de vida da população. A reciclagem dos materiais inertes e compostagem da fração orgânica do lixo são soluções para este problema. O composto de lixo é aplicado ao solo, visando melhorar sua fertilidade. Entretanto, estes compostos podem apresentar altas concentrações de metais pesados, podendo contaminar solos e plantas e atingir a cadeia alimentar. No Brasil, dados científicos sobre efeitos da utilização do composto na agricultura são escassos. Para obter mais informações, conduziu-se experimento, utilizando-se dois compostos, provindos de Coimbra e Rio de Janeiro, três doses destes compostos (0, 35 e 70 t/ha) e quatro tempos de aplicação antes do plantio (0, 10, 20 e 30 dias) para cultivar alface. Avaliaram-se produção; pH e disponibilidade de Zn, Cu, Mn, Pb e Ni no solo; absorção e acúmulo destes metais pelas plantas; e correlações entre metais extraídos com ácido dietilenotriaminopentacético (DTPA) e acumulados na planta. Resultados mostraram que a produção aumentou com a elevação das doses dos compostos.

Os tempos que levaram à máxima produção estão entre 15 e 20 dias. O pH elevou-se com o aumento das doses e diminuiu com o aumento do tempo. As concentrações de Zn, Cu, Pb e Ni disponíveis aumentaram com a elevação das doses, e de Mn manteve-se praticamente constante. Em geral, as concentrações dos metais aumentaram com o aumento do tempo de aplicação. O composto do Rio de Janeiro causou maior incremento na concentração disponível dos metais. Na parte aérea, a concentração de todos os metais aumentou com as doses aplicadas. As concentrações de Cu, Mn e Pb aumentaram até o tempo de 30 dias. A concentração de Zn aumentou até os tempos estimados de 16,9; 19,2; 21,5 dias para 0, 35, 70 t/ha e 18,3 dias para todas as doses, respectivamente, para os compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra. A concentração de Ni aumentou linearmente para o composto de Coimbra e até os tempos estimados de 21,5; 28,4; 30 dias para 0, 35, 70 t/ha do composto do Rio de Janeiro. Os coeficientes de correlação entre concentrações disponíveis e acumuladas na planta foram: 0,73; 0,43; 0,80; 0,87 e 0,78, respectivamente, para Zn, Cu, Mn, Pb e Ni. A utilização dos compostos causou aumento nas concentrações dos metais nas plantas, não atingindo, entretanto, os limites permitidos pela legislação brasileira para alimentos. O composto de Coimbra promoveu maior produção e concentrações menores dos metais no solo e na planta, sendo mais indicado como adubo.

ABSTRACT

NASCENTES, Clésia Cristina, M.S., Universidade Federal de Viçosa, october of 1988. **Effects of the compost of urban refuse in the availability and absorption of heavy metals in lettuce.** Adviser: Cláudio Pereira Jordão. Committee members: César Reis and Renildes Lúcio Ferreira Fontes.

The refuse is a great environmental problem. Without treatment, it pollutes soil, waters, plants and it harms the quality of life of the population. The recycling of the inert materials and composting of the organic fraction of the refuse are solutions for this problem. The compost of refuse is applied to the soil, seeking to improve the productivity. However, these compost can present high concentrations of heavy metals, could contaminate soils and plants, reaching the alimentary chain. In Brazil, scientific data on effects of the use of the compost in the agriculture, are scarce. To obtain more information, behaved experiment being used two compost (Coimbra and Rio de Janeiro), three doses of the compost (0, 35, 70 t/ha) and four times of application before the plantation (0, 10, 20, 30 days) to cultivate lettuce. Production was evaluated; pH and availability of Zn, Cu, Mn, Pb and Ni in the soil; absorption and accumulation of these metals for the plants and correlations among extracted metals with dietilenotriaminopentacetic acid (DTPA), and accumulated in the plant. Results showed that the production increased with the elevation of the doses of the compost. The times that took to the maximum production are between 15 and 20

days. The pH increased with the increase of the doses and it decreased with the increase of the time. The concentrations of Zn, Cu, Pb and available Ni increased with the elevation of the doses and Mn stayed practically constant. In general, the concentrations of the metals increased with the increase of the time of application. The compost of Rio de Janeiro caused larger increment in the available concentration of the metals. In the plant, the concentration of everybody the metals increase with the applied doses. The concentrations of Cu, Mn and Pb increased until the time of 30 days. The concentration of Zn increased to the esteemed times of 16,9; 19,2; 21,5 days for 0, 35, 70 t/ha and 18,3 days for whole the doses, respectively, for the compost of Rio de Janeiro and of Coimbra. The concentration of Ni increased lineally for the compost of Coimbra and to the esteemed times of 21,5; 28,4; 30 days for 0, 35, 70 t/ha of the compost of Rio de Janeiro. The correlation coefficients among available concentrations and accumulated in the plant they were: 0,73; 0,43; 0,80; 0,87; 0,78, respectively, for Zn, Cu, Mn, Pb, Ni. The use of the compost caused increase in the concentrations of the metals in the plants, not reaching, however, the limits allowed by brazilian legislation. The compost of Coimbra promoted larger produtction and smaller concentrations of the metals in the soil and it plants, being more indicated as fertilizer.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, houve uma explosão do crescimento demográfico e, conseqüentemente, do grau de industrialização. Estes dois fatores são as principais causas dos problemas ambientais.

Com o aumento da população, mais alimentos e bens de consumo precisam ser produzidos, o que leva à maior exploração agrícola do solo e dos recursos naturais e também ao crescimento industrial, a fim de se obter maior qualidade e produtividade e atender às necessidades humanas.

A degradação da natureza, em razão do uso excessivo e às vezes inadequado dos recursos naturais, resulta em problemas que atingem o próprio homem, exigindo deste uma atitude mais séria em relação ao meio ambiente e levando-o a pensar em maneiras de preservá-lo para as gerações futuras.

Um dos grandes problemas ambientais da atualidade é a enorme quantidade de resíduos urbanos, mais comumente chamados de lixo, que são produzidos. Estes, quando dispostos sem tratamento no ambiente, poluem o solo, as águas superficiais e subterrâneas, além de prejudicar a qualidade de vida da população.

Uma das formas de tratamento do lixo que mais vem se destacando ultimamente é a reciclagem. A fração orgânica do lixo, rica em nutrientes, é compostada, dando origem ao adubo orgânico, que pode ser usado para melhorar

as condições físicas e químicas dos solos e ajudar na recuperação daqueles exauridos pelo uso intensivo.

Esses compostos de lixo podem apresentar altas concentrações de metais pesados, devido à não-separação das frações orgânicas das inorgânicas e, também, ao próprio processo usado na compostagem. O grau desta contaminação depende de vários fatores relativos ao local de origem, como densidade demográfica, grau de industrialização, costumes da população, etc.

Uma vez lançados no meio ambiente, os metais pesados tendem a acumular-se no solo e nas plantas, atingindo diversos níveis da cadeia alimentar, podendo afetar a saúde humana. Isso não significa que todo metal presente no solo atingirá a cadeia alimentar. Apenas parte dos metais no solo são disponíveis para a absorção pelas plantas.

Para evitar os possíveis riscos de contaminação, é importante controlar a qualidade do composto produzido e entender o comportamento dos metais pesados, quando incorporados ao solo.

No Brasil, a aplicação desses compostos em solos destinados à agricultura é muito discutida em virtude dos efeitos benéficos e maléficos que eles podem causar. Os dados científicos relatando estes efeitos são pouco discutidos na literatura.

A fim de se obter maior conhecimento sobre o assunto, realizou-se um estudo, em que se conduziram experimentos, utilizando-se dois compostos de lixo produzidos em cidades de portes diferentes. O objetivo foi comparar os compostos e verificar em cada um o efeito dos níveis e tempos de adubação sobre o cultivo de alface. Para isso, avaliaram-se:

- a) produção de matéria fresca e seca da parte comestível;
- b) disponibilidade dos metais pesados (Zn, Cu, Mn, Pb e Ni) no solo, com o monitoramento do pH;
- c) absorção e acúmulo desses metais pesados em partes comestíveis das plantas, o que poderia resultar em riscos para a saúde humana; e

d) correlação entre as concentrações de metais disponíveis no solo, determinadas pelo uso do extrator DTPA, e as concentrações destes acumuladas na parte aérea de alface.

2 . REVISÃO DE LITERATURA

2.1 . Lixo - problema ambiental

Os problemas ambientais surgiram na Terra logo após o aparecimento da espécie humana. Desde os primórdios da história formaram-se, pela ação do homem, produtos de despejo e diversos tipos de resíduos que, lançados no ambiente, mostravam-se tóxicos ou pelo menos incômodos (FELLENBERG, 1980).

No início da civilização, os detritos existentes em locais habitados eram removidos, ou, como ocorria mais freqüentemente na Idade da Pedra, todo o aldeamento era mudado de local. Não era dado grande importância ao problema, pois achava-se que o planeta era suficientemente grande e capaz de suportar esses detritos (LIMA, 1995). A princípio, isso realmente acontecia, mas, com o aumento contínuo da população, desenvolvimento econômico e industrial, enfim, com a evolução, a quantidade e diversidade dos poluentes lançados no meio ambiente aumentaram, atingindo níveis críticos, pois a taxa de produção tornou-se muito superior à de degradação (COSTA et al., 1991).

A crescente preocupação com os problemas de poluição do meio ambiente, associada à escassez dos recursos naturais, tem levado o homem a pensar mais seriamente sobre a reciclagem do lixo (FELLENBERG, 1980).

Lixo é todo e qualquer resíduo que resulte das atividades diárias do homem na sociedade, sendo o aumento populacional e a intensidade da industrialização os fatores principais que regem sua origem e produção. Esses resíduos compõem-se de sobras de alimentos, papéis, plásticos, trapos, couros, madeira, latas, vidros, terra, etc. (LIMA, 1995). Em 1985, estimava-se que a produção média *per capita* de lixo domiciliar no Brasil se encontrava na faixa de 400 a 600 g/hab./dia (KIEHL, 1985).

De acordo com PEREIRA NETO e BOHNENBERGER (1992), apenas 7,5% do lixo brasileiro recebe tratamento sendo 6,3% em usinas de compostagem e 1,2% em incineradores, 28% vai para aterros sanitários e controlados e 64,5% é despejado a céu aberto, sem nenhum tratamento. Sua remoção é um sério problema, devido ao grande volume por ele ocupado. O lixo disposto inadequadamente causa grandes problemas ambientais, pois polui o solo, o ar, as águas superficiais e subterrâneas, além de atrair vetores que causam doenças à população.

2.2 . Compostagem de lixo urbano

Dentre os processos desenvolvidos para solucionar o problema do lixo, a reciclagem dos materiais inertes para a indústria (metais, vidros, plásticos, papéis, etc.) e a compostagem da fração orgânica (tecidos vegetais, animais, alimentos, etc.) para a utilização agrícola vêm se destacando, pois se adequam aos princípios ecológicos e sociais (PETRUZZELLI et al., 1989; TIBAU, 1983), além de em muitos casos reduzir os custos do descarte do lixo.

A compostagem é uma técnica conduzida para se obter mais rapidamente, e em melhores condições, a estabilização da matéria orgânica (VILLANI, 1994). Por definição, a compostagem é um processo aeróbico, controlado e desenvolvido por uma população mista de microrganismos, efetuada em duas fases distintas: a primeira, quando ocorrem as reações bioquímicas de oxidação mais intensa, predominantemente termofílicas; e a segunda, fase de maturação, quando ocorre a humificação (PEREIRA NETO, 1987). O composto

produzido a partir de resíduos orgânicos pode contribuir significativamente como um elemento redutor dos danos causados pela disposição desordenada do lixo no meio, além de propiciar a recuperação de solos agrícolas exauridos pela ação de fertilizantes aplicados indevidamente (LIMA, 1995).

Alguns dos benefícios causados pela aplicação do composto de lixo na agricultura são descritos a seguir (KIEHL, 1985):

a) melhora a agregação e estruturação do solo, que aliadas à fertilidade e a outros fatores resultam em produtividade.

b) a estruturação aumenta a porosidade do solo, sendo maior a infiltração das águas pluviais, reduzindo os riscos de perda por erosão hídrica e melhorando a aeração e a drenagem interna, o que proporciona o aumento da capacidade de armazenamento de água e controle da temperatura do meio.

c) modifica a consistência do solo, tornando-o menos denso, mais friável, menos plástico e pegajoso, o que aumenta as possibilidades de melhor exploração das terras cultivadas.

d) fornece macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Co, Mo, B, e Cl) para as plantas.

e) aumenta a capacidade de troca catiônica do solo.

f) provoca a quelatação de metais, podendo o composto formar quelatos solúveis com os micronutrientes, que são absorvidos pelos vegetais. A ação quelante do composto também reduz o excesso de micronutrientes em solos comprometidos pela toxicidade de Cu, Zn e Mn, que a partir de determinado nível são prejudiciais às plantas.

g) aumenta o poder tampão do solo, pela quantidade de colóides e húmus presentes no composto.

No entanto, a utilização na agricultura pode causar também malefícios, tais como:

- salinização dos solos, devido às altas concentrações de Na e K.

- presença de alto teor de metais pesados no composto de lixo, que pode contribuir para a introdução desses metais no solo, com possibilidade de

contaminação deste e transferência para as culturas agrícolas (CABRERA et al., 1989).

2.3 . Metais pesados em compostos de lixo urbano

Por definição, metais pesados são elementos que têm peso específico maior que 5 g/cm³. A expressão metal pesado também é usada para designar os metais classificados como poluentes do ar, água, solo, plantas e alimentos, ou seja, do meio ambiente (MALAVOLTA, 1994). Alguns deles são benéficos em pequenas quantidades para microorganismos, plantas e animais; porém, em concentrações elevadas, tornam-se perigosos, pois são introduzidos na cadeia alimentar, podendo contaminar as plantas e os animais consumíveis pelo homem (COOKER e MATTHEWS, 1983).

O processo de coleta não-seletiva de lixo leva à mistura de materiais contendo substâncias tóxicas, como lâmpadas, pilhas, latas, etc., com a fração orgânica do lixo domiciliar. Estes materiais podem liberar metais pesados, como Cd, Cu, Pb, Mn, Zn e Ni, ampliando as formas de poluição e contaminação que esses resíduos podem causar ao meio ambiente e, por consequência, às populações, se não forem manipulados e tratados convenientemente (PEREIRA NETO, 1989).

A concentração de metais pesados no lixo urbano está diretamente ligada a sua origem e formação, que por sua vez estão relacionados com inúmeros fatores, como o número de habitantes do local, área relativa de produção, variações sazonais, condições climáticas, grau de industrialização, hábitos e costumes da população, nível educacional, poder aquisitivo, tempo de coleta, eficiência da coleta, tipo de equipamento de coleta, etc. (KRAUSS et al., 1986; ROUSSEAU, 1988). Além disso, o processo de separação do material e da própria compostagem tem grande influência no teor de metais pesados no produto final.

Muitos países têm desenvolvido legislação, estabelecendo as concentrações máximas de metais pesados em compostos de lixo urbano para

fins agrícolas (Quadro 1). Entretanto, isso não acontece no Brasil, apesar da atual difusão do uso dos produtos da compostagem, como materiais para fertilização de solos.

Quadro 1 - Concentrações máximas permitidas de alguns metais na matéria seca de compostos de lixo urbano em países europeus

País	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
	$\mu\text{g g}^{-1}$				
Alemanha	2,5	150	120	150	375
França	8	-	-	800	-
Holanda	3	400	350	500	1300
Itália	10	600	480	500	2500
Suíça	3	150	130	150	500

Fontes: VAN ROOSEMALEN et al. (1987) e STENTIFORD e DE BERTOLDI (1990).

2.4 . Contaminação de solos e plantas

O emprego de compostos de lixo na agricultura brasileira vem aumentando consideravelmente, na medida em que mais usinas de reciclagem e compostagem de lixo são construídas. Esses compostos são utilizados principalmente pelos agricultores que moram próximo a alguma usina, em sua maioria horticultores.

Segundo JONES e JARVIS (1981), a aplicação de composto de lixo urbano no solo pode elevar o teor de metais pesados a níveis excessivos. BAUDUIN e IMPENS (1985); PETRUZZELLI et al. (1989) e CABRERA et al. (1989) observaram que, ao se aplicar composto de lixo urbano no solo, ocorreu aumento significativo da concentração de metais como Zn, Cu, Pb e Ni. Este incremento depende da dose e da periodicidade de aplicação. A preocupação com o nível de metais pesados advém da capacidade de sua retenção pelo solo, da sua

movimentação no perfil deste, da possibilidade de que eles atinjam o lençol freático e, sobretudo, da sua absorção pelas plantas, podendo atingir, assim, a cadeia alimentar (JONES e JARVIS, 1981).

Os metais no solo são incorporados às várias frações geoquímicas. Essas formas geoquímicas influenciam a solubilidade dos metais, a qual afeta diretamente sua mobilidade e disponibilidade para as plantas. A mobilidade e retenção de metais pesados no solo dependem de complexas interações com a fase sólida, tanto orgânica quanto inorgânica (BRADY, 1989).

Segundo AMARAL SOBRINHO et al. (1992), no solo, os metais pesados podem estar:

- a) adsorvidos eletrostaticamente nos sítios de troca;
- b) na solução do solo;
- c) incorporados na superfície da fase inorgânica;
- d) participando de reações de precipitação e dissolução; e
- e) ligados a compostos orgânicos.

As duas primeiras formas são consideradas biodisponíveis, e as outras três, não-disponíveis, a não ser que ocorram mudanças no ambiente, como pH, potencial redox, etc.

A concentração dos metais pesados na solução do solo resulta do equilíbrio entre as reações de precipitação, dissolução, complexação e adsorção, que por sua vez são influenciadas por diversos fatores, como: tipo de solo, clima, cultura e forma química dos elementos (COOKER e MATTHEWS, 1983; PETRUZZELLI, 1989). A quantidade total dos metais no solo, num composto de lixo ou em outro resíduo tem importância ambiental limitada, sendo mais relevante a sua disponibilidade para as plantas e a contaminação potencial da cadeia alimentar (WARMAN et al., 1995).

A compreensão dos processos que governam a disponibilidade de metais para plantas em solos é essencial para prever o impacto ambiental da difusão de metais contidos em resíduos de lixo sobre as terras usadas para agricultura (PICCOLO, 1989).

No solo, os metais pesados podem ficar disponíveis, ser absorvidos e se acumular em quantidades consideráveis nos tecidos das plantas, cuja ingestão pode resultar no acúmulo desses metais no organismo humano, os quais podem exceder os níveis de tolerância, isso antes de haver prejuízos na produção ou aparecerem efeitos fitotóxicos visíveis (HAAN, 1981). A absorção pelas plantas é uma das principais rotas de entrada dos metais pesados na cadeia alimentar (JONES e JARVIS, 1981). As espécies olerícolas, cujo sistema de exploração se baseia no cultivo intenso e contínuo, possuem grande capacidade de extração de elementos do solo (FURLANI et al., 1978). Assim, essas espécies são potenciais acumuladoras de metais pesados quanto cultivadas em solos contaminados (Quadro 2). Isso pode constituir um sério problema para a saúde humana, pois grande parte do composto produzido a partir de resíduos é utilizada em solos cultivados com olerícolas. Considerando-se que na maioria dessas espécies se consome grande parte da planta, os riscos de contaminação são ainda maiores.

Quadro 2 - Absorção relativa de metais pesados em tecidos de plantas

Absorção alta	Absorção moderada	Absorção baixa	Absorção muito baixa
Alface	Couve	Repolho	Feijão
Espinafre	Beterraba (raiz)	Brócolis	Ervilha
Acelga	Nabo (raiz)	Couve-flor	Tomate
Escarola	Mostarda	Couve-de-bruxelas	Pimenta
Abobrinha	Batata	Aipo	
Nabo (folhas)	Cebola		
Beterraba (folhas)	Rabanete		
Cenoura			

Fonte: LAKE, 1987.

Dentre as olerícolas, a alface é considerada a principal acumuladora de metais pesados, principalmente Zn, Cu e Pb (HUE et al., 1988; BOON e SOLTANPOUR, 1992). Sendo assim, ela pode ser usada como um bioindicador de contaminação de plantas.

2.5 . Fatores que influenciam a disponibilidade de metais pesados no solo

As propriedades físico-químicas do solo, como pH, CTC, tipo de argila, teor de matéria orgânica e condições de oxirredução, têm grande influência sobre a mobilidade e disponibilidade de metais pesados no solo (JONES e JARVIS, 1981). Quanto maior o pH do solo, menor a disponibilidade dos metais (ALLOWAY, 1993). A fração húmica da matéria orgânica forma complexos estáveis com os íons metálicos, reduzindo sua absorção pelas plantas (MORTVEDT et al., 1991; COSTA, 1994). Dessa forma, a biodisponibilidade dos metais pesados em solos adubados com composto de lixo depende, principalmente, da concentração desses metais no composto, da dose aplicada e do tipo de solo.

A disponibilidade de metais pesados pode também estar relacionada com a maturidade do composto. O teor total desses elementos aumenta durante o processo de compostagem e maturação, em razão da perda de peso causada pela mineralização do composto (GARCIA et al., 1991). Entretanto, a disponibilidade desses elementos é reduzida, pois, com a maturação do composto, os metais pesados, em sua maioria, são complexados pelas substâncias húmicas (EGREJA FILHO, 1993; GARCIA et al., 1991). Outro fator que pode influenciar a disponibilidade dos metais para as plantas é o tempo decorrente entre a aplicação do composto e o plantio, uma vez que, ao ser incorporado no solo, os metais presentes neste composto se movimentam nas frações do solo, até atingirem o equilíbrio. SILVIERA e SOMMERS (1977) observaram que a quantidade de Cu extraído com DTPA de um solo incubado com lodo de esgoto aumentou com o tempo de incubação, enquanto a de Pb manteve-se relativamente constante.

2.6 . Toxicidade de metais pesados

A atividade de uma substância tóxica depende sempre de sua concentração no organismo. O efeito acumulativo dos metais pesados em plantas e em órgãos vitais dos seres humanos, como o fígado, os rins e até o cérebro, é um fator de extrema preocupação no tocante à intoxicação por esses metais, o que sugere cautela no consumo de alimentos contaminados, mesmo quando em concentrações baixas (FELLENBERG, 1980). Nos seres humanos, as vias de absorção de metais pesados variam muito com as suas formas química e física, apresentando diferentes graus de toxicidade.

A intoxicação, por cada metal, provoca um conjunto específico de sintomas e um quadro clínico próprio (BASTOS e NEFUSSI, 1986). A seguir serão abordados os aspectos toxicológicos do Cd, Cu, Pb, Mn, Ni e Zn, por serem elementos encontrados comumente no lixo urbano.

2.6.1 . Cádmio

A intoxicação aguda e subaguda por cádmio pode causar irritação das vias respiratórias dos seres humanos, além de edema pulmonar, retardo mental, fadiga, anorexia, alterações renais e hepáticas, diarreia e dores abdominais e musculares. A intoxicação crônica causa enfizema pulmonar e fibrose pulmonar progressiva, alterações renais, eliminação urinária de proteínas, astenia, anemia, glicosúria, aminocidúria, hiperfosfatúria, maior excreção de ácido úrico, câncer no aparelho respiratório e na próstata, mutações cromossômicas e atrofia do esqueleto. Uma ingestão prolongada do metal causa danos irreparáveis à saúde, podendo levar à morte (BASTOS e NEFUSSI, 1986). A meia-vida do cádmio no organismo é de cerca de 10 anos. O cádmio, na presença de cobre e zinco, aumenta sua ação tóxica. É muito tóxico tanto na forma elementar como iônica, com o agravante de que se acumula no organismo por tempo muito prolongado, mais do que outros metais pesados (FELLENBERG, 1980).

2.6.2 . Cobre

O cobre é um nutriente indispensável às plantas e aos seres humanos quando em baixas concentrações, mas adquire propriedades tóxicas quando em concentrações elevadas (GARCIA et al., 1990). As intoxicações agudas e subagudas causam vômitos de coloração verde-azulada, hemorragia proveniente do estômago, icterícia, hipotensão, melema, coma e necrose hepática centrolobular. As intoxicações crônicas são diagnosticadas por astenia, distúrbios respiratórios e irritação da pele, originando erupções papulovesiculares e eczematóides, assim como a necrose de pele (ROUSSEAU, 1988).

2.6.3 . Chumbo

O chumbo acumula-se nos rins, no fígado, no cérebro e, principalmente, nos ossos (BASTOS e NEFUSSI, 1986). A meia-vida no organismo humano varia de acordo com os órgãos, nos quais o chumbo está acumulado, sendo de 19 dias nos tecidos moles, como os rins e o fígado, 30 dias em ossos trabeculares e 20 anos nos ossos corticais (GALVÃO e COREY, 1989).

A intoxicação aguda e a subaguda causa náuseas, vômitos, dores abdominais, diarreia, febre, excitação, convulsões, alterações renais, cardíacas e hepáticas, irritações dos olhos e das vias respiratórias, dermatites de contato e sensibilização de gretas da pele. A intoxicação crônica pode ser detectada por sensações de náuseas, vômitos, gosto metálico na boca, anorexia, salivação, constipação, cólica saturnina, diminuição de algumas enzimas essenciais, distúrbios hematológicos, encefalopatia saturnina, cefaléia, insônia, convulsão mental, delírios, tremores e linha gengival escura nas bordas dentárias (TAVARES e CARVALHO, 1992).

2.6.4 . Manganês

É um nutriente indispensável às plantas e aos seres humanos quando em concentrações baixas, sendo tóxico em altas concentrações. É acumulado principalmente no fígado, nos rins e nas glândulas endócrinas, bem como no cérebro e nos ossos (SCHUARTSMAN, 1985). A intoxicação crônica pode

causar agressividade, euforia, apatia, “psicose mangânica”, depressão, amnésia, insônia, tremores, cefaléia, dores musculares, bronquite e fibrose pulmonar (GALVÃO e COREY, 1987).

2.6.5 . Níquel

O níquel é um micronutriente essencial para as plantas, mas torna-se tóxico quando em altas concentrações no organismo humano. A intoxicação aguda causa gastroenterite, induzindo a paralisia e deficiência cardíaca. A intoxicação crônica causa mudanças degenerativas e câncer, além de prejudicar a capacidade reprodutiva. Inalação de carbonil de níquel causa neoplasia da região respiratória e enfarte do miocárdio (SCHUARTSMAN, 1985).

2.6.6 . Zinco

O zinco também é citado como um nutriente essencial para as plantas e funções fisiológicas dos seres humanos, mas pode ser tóxico, quando presente em concentrações altas no organismo (FELLENBERG, 1980). A intoxicação aguda e subaguda está diretamente ligada à via de absorção do metal, causando, por ingestão, vômitos, diarreia, cólicas e nefrite. Por inalação de vapores, manifesta-se apresentando febre, vômitos, calafrios, traqueobronquite e pneumonia (CASSERT e DOULL’S, 1986). A intoxicação crônica pode ser causada por inalação de estearato de zinco, provocando fibrose pulmonar. A aspiração de talco, principalmente por crianças, pode causar edema e obstrução de bronquíolos e broncopneumonia. A ingestão causa náuseas e vômitos intensos (SCHUARTSMAN, 1985).

2.7 . Avaliação da disponibilidade de metais pesados no solo

Convencionalmente, são utilizados extratores para elementos disponíveis com o objetivo de prever a capacidade do solo em fornecer nutrientes essenciais, durante o ciclo de crescimento de uma cultura (MORTVEDT et al., 1991). De acordo com ALLOWAY (1993), estes extratores são desenvolvidos

para avaliar a disponibilidade de elementos essenciais e de alguns elementos tóxicos para as plantas no solo.

Um extrator ideal deve:

- a) extrair todas ou uma parte proporcional das formas do elemento disponíveis para as plantas;
- b) apresentar razoável precisão e rapidez; e
- c) correlacionar-se bem com a resposta da cultura para aplicações de nutrientes ao solo sob várias condições (BRAY, 1948).

As categorias de extratores mais utilizadas são os ácidos diluídos e os agentes quelantes, como o ácido dietilenotriaminopentacético (DTPA) ou o ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) (MORTVEDT et al., 1991). LINDSAY e NORVELL (1978) afirmaram que o DTPA é um quelante muito apropriado para extração de metais, pois oferece a mais favorável combinação de constantes de estabilidade para a complexação de Fe, Zn, Cu e Mn, simultaneamente. Estes autores desenvolveram uma mistura extratora, que consiste de DTPA, trietanolamina e CaCl_2 , para solos de pH próximo a 7 e solos calcínicos, encontrando resultados satisfatórios. Esse extrator também foi usado em solos ácidos, redutores e contaminados com metais (MANDAL e HALDAR, 1980; SCHAUER et al., 1980). Há interesse em que o DTPA seja utilizado como um extrator universal (MORTVEDT et al., 1991). Foram obtidas correlações significativas entre as concentrações de Zn, Cd, Ni e Cu na planta e no solo, usando-se extração com DTPA de 46 solos contaminados com metais (HAQ et al., 1980). Estes mesmos elementos foram extraídos com DTPA de solos onde foi aplicado lodo de esgoto, sendo obtidas altas correlações (KORCAK e FANNING, 1978).

Apesar da grande utilização do DTPA, poucos estudos foram feitos para solos que receberam aplicação de composto de lixo urbano, sendo, portanto, necessárias mais pesquisas nesta área.

3 . MATERIAL E MÉTODOS

Foi conduzido um experimento em casa de vegetação, na Universidade Federal de Viçosa (UFV), no período de 7.2.1997 a 1.5.1997. Este consistiu do crescimento de alface (*Lactuca sativa L.*) em vasos de polietileno rígido com capacidade de 5 dm³, contendo substrato constituído de solo e composto de lixo urbano. Foram utilizados dois compostos de lixo urbano, três doses de cada composto e quatro tempos de aplicação antes do transplante das mudas para os vasos.

3.1 . Preparação do solo

As amostras foram coletadas a uma profundidade de 0 a 20 cm, no município de Sete Lagoas. Trata-se de um Latossolo Vermelho-Amarelo, de textura muito argilosa, fornecido pelo Banco de Solos do Departamento de Solos da UFV.

As amostras secadas ao ar foram passadas em peneira de 4 mm de abertura e caracterizadas física e quimicamente (Quadro 3).

O solo teve o pH corrigido pela aplicação de carbonatos de cálcio e magnésio pró-análise (p.a.), na proporção estequiométrica 4:1, segundo a necessidade de calagem calculada pela fórmula $2 \times \text{meq Al}/100\text{cm}^3 + [2 -$

Quadro 3 - Características físicas e químicas do solo utilizado

Características	Valor
pH em água (1:2,5)	5,10
Carbono orgânico (% p/p) ¹	4,72
P disponível (mg/dm ³) ²	3,30
K disponível (mg/dm ³) ²	47,00
Al trocável (cmol _c /dm ³) ²	1,10
Ca trocável (cmol _c /dm ³) ³	1,50
Mg trocável (cmol _c /dm ³) ³	0,20
H + Al (cmol _c /dm ³) ⁴	7,80
Soma de bases (cmol _c /dm ³)	1,81
CTC efetiva (cmol _c /dm ³)	2,91
Saturação de bases (%)	18,90
Saturação de Al (%)	37,80
Zn (µg g ⁻¹)	31,97 ⁵ (0,34) ⁶
Mn (µg g ⁻¹)	130,66 ⁵ (15,65) ⁶
Fe (mg g ⁻¹)	32,58 ⁵ (0,17) ⁶
Cu (µg g ⁻¹)	29,94 ⁵ (0,93) ⁶
Ni (µg g ⁻¹)	9,41 ⁵ (0,07) ⁶
Pb (µg g ⁻¹)	21,36 ⁵ (0,47) ⁶
Cd (µg g ⁻¹)	n.d. ^{5,7} (n.d.) ^{6,7}
Na (µg g ⁻¹)	782,16 ⁵
Areia grossa (% p/p)	9
Areia fina (% p/p)	6
Silte (% p/p)	9
Argila (% p/p)	76
Classe textural	Muito argiloso

1 - Método Walkley e Black (DEFELIPO e RIBEIRO, 1981).

2 - Extrator Mehlich-1 (DEFELIPO e RIBEIRO, 1981).

3 - Extrator KCl 1 mol L⁻¹ (DEFELIPO e RIBEIRO, 1981).

4 - Extrator Ca(OAc)₂ 0,5 mol L⁻¹, pH 7,0.

5 - Extração com HNO₃/HClO₄ e HF/HClO₄ concentrados.

6 - Extração com DTPA/TEA/CaCl₂ (LINDSAY e NORVELL, 1978).

7 - Não detectado.

meq (Ca + Mg)/100 cm³] = toneladas de calcário por hectare (COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS, 1989).

Após a correção da acidez, a umidade das amostras de solo foi mantida próxima à capacidade de campo, sendo as amostras incubadas por um período de 15 dias antes do início da aplicação dos tratamentos.

3.2 . Compostos de lixo urbano utilizados

As amostras de composto de lixo foram cedidas pela Usina de Reciclagem e Compostagem de Lixo Urbano da COMLURB – Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro (Usina de Jacarepaguá), Rio de Janeiro, RJ e pela Usina de Reciclagem e Compostagem da Prefeitura Municipal de Coimbra, MG.

Ambas as amostras encontravam-se úmidas, sendo secadas ao ar e passadas em peneira com malha de 2 mm de abertura. Realizou-se a caracterização física e química destes compostos na época da incorporação ao solo, cujos resultados são apresentados no Quadro 4.

3.3 . Montagem do experimento

As amostras de composto de Coimbra e do Rio de Janeiro foram incorporadas ao solo em três diferentes doses: 0 t/ha (testemunha), 35 t/ha (dose recomendada pela COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS, 1989) e 70 t/ha (o dobro da dose recomendada), a fim de se observarem possíveis efeitos de toxidez.

O procedimento foi repetido quatro vezes, seqüencialmente de 10 em 10 dias, de forma a obter quatro diferentes tempos (0, 10, 20 e 30 dias), decorridos entre a aplicação dos compostos de lixo ao solo e o transplântio das mudas de alface para os vasos contendo a mistura solo + composto (Figura 1).

A incorporação do composto no solo foi feita manual e individualmente, em cada vaso, a fim de se obter melhor homogeneidade. Cada vaso foi

Quadro 4 - Características físicas e químicas dos compostos de lixo urbano na época da incorporação ao solo

Características	Comp. do Rio (RJ)	Comp. de Coimbra (MG)
pH em água (1:2,5)	7,50	6,90
Matéria orgânica total (% p/p) ¹	30,69	33,23
Carbono total (% p/p)	17,05	18,46
Carbono orgânico (% p/p) ²	13,49	13,62
N-total (% p/p) ³	1,46	1,72
P disponível (mg/dm ³) ⁴	729,30	570,10
K disponível (mg/dm ³) ⁴	1807,00	1290,00
Ca trocável (cmol _c /dm ³) ⁵	7,00	9,30
Mg trocável (cmol _c /dm ³) ⁵	1,40	1,50
CTC efetiva (cmol _c /dm ³)	13,04	14,09
Zn (µg g ⁻¹)	411,30 ⁶ (101,23) ⁷	212,13 ⁶ (71,42) ⁷
Mn (µg g ⁻¹)	364,89 ⁶ (34,92) ⁷	294,98 ⁶ (14,61) ⁷
Fe (mg g ⁻¹)	30,18 ⁶ (0,89) ⁷	25,37 ⁶ (0,51) ⁷
Cu (µg g ⁻¹)	90,62 ⁶ (21,92) ⁷	46,38 ⁶ (7,53) ⁷
Ni (µg g ⁻¹)	23,19 ⁶ (1,47) ⁷	20,94 ⁶ (0,89) ⁷
Pb (µg g ⁻¹)	101,52 ⁶ (18,44) ⁷	36,79 ⁶ (3,98) ⁷
Cd (µg g ⁻¹)	1,92 ⁶ (0,52) ⁷	0,65 ⁶ (0,08) ⁷
Na (mg g ⁻¹)	11,07 ⁶	2,29 ⁶
Relação C/N	11,68	10,73
Umidade total (% p/p)	14,10	30,39

1 - Método da perda por combustão (PEREIRA NETO, 1987).

2 - Método Walkley e Black (DEFELIPO e RIBEIRO, 1981).

3 - Método micro-Kjeldahl (KIEHL, 1985).

4 - Extrator Mehlich-1 (DEFELIPO e RIBEIRO, 1981).

5 - Extrator KCl 1 mol L⁻¹ (DEFELIPO e RIBEIRO, 1981).

6 - Extração com HNO₃/HClO₄ e HF/HClO₄ concentrados.

7 - Extração com DTPA/TEA/CaCl₂ (LINDSAY e NORVELL, 1978).

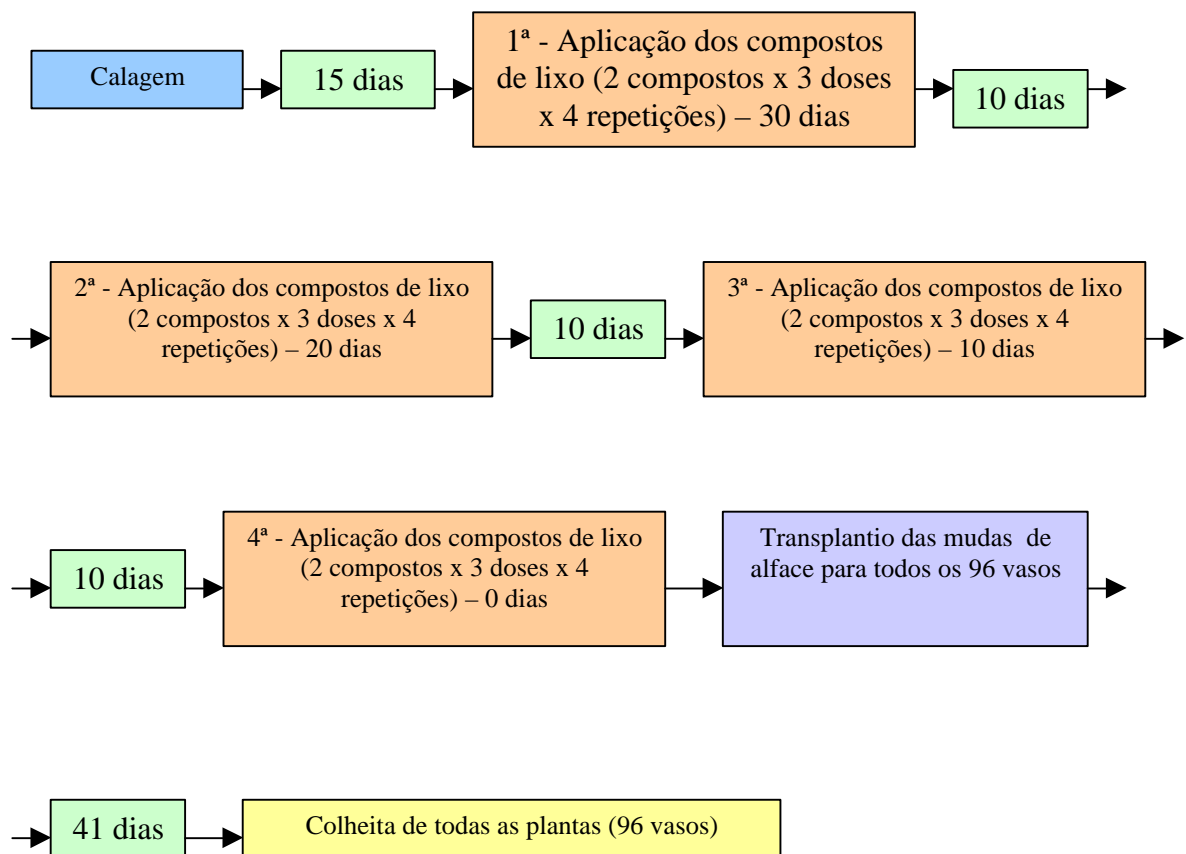


Figura 1 - Esquema da montagem do experimento.

preenchido com 4 dm^3 da mistura (solo + composto), e as quantidades de composto aplicadas em cada vaso foram 70 gramas (35 t/ha) e 140 gramas (70 t/ha). Realizou-se periodicamente, durante todo o período de incubação, uma irrigação com água destilada, de modo a se manter a umidade próxima à capacidade de campo.

Sementes da variedade de alface Regina de Verão foram cultivadas em bandejas de isopor, usando-se um substrato adequado. Estas foram molhadas com água destilada até o dia do transplântio. O transplante das mudas foi realizado 18 dias após a sementeira, realizando-se uma seleção para maior uniformidade destas.

Em todos os vasos realizou-se a adubação mineral, no dia do transplântio, utilizando-se solução nutritiva. O volume desta solução foi calculado de forma a se obter 12,5 g de KH_2PO_4 e 1,1 g de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ para cada

vaso. Durante o ciclo de crescimento foram feitas mais três aplicações de solução contendo 1,2 g/vaso de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (fonte de nitrogênio). Preparou-se uma solução de micronutrientes contendo $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 2,16 g L⁻¹; H_3BO_3 1,59 g L⁻¹; $\text{CuCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 1,14 g L⁻¹; ZnCl_2 2,67 g L⁻¹; e $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 4,22 g L⁻¹. Colocaram-se 12,5 mL desta solução em cada vaso.

Durante todo o experimento, os níveis de umidade do solo foram mantidos próximos da capacidade de campo.

Completados 41 dias após o transplântio, foi feita a colheita, cortando-se as plantas rente ao solo, separando a parte aérea da raiz, que foi pesada imediatamente para determinação do peso da matéria fresca e em seguida foi levada para estufa com aeração forçada a 60 ± 5 °C, para secagem até peso constante, sendo então determinado o peso da matéria seca.

3.4 . Delineamento experimental

No experimento em casa de vegetação, os tratamentos foram dispostos num esquema fatorial 2 x 3 x 4, formado por dois compostos de lixo urbano (de Coimbra e do Rio de Janeiro); três doses de composto de lixo (0, 35 e 70 t/ha) e quatro tempos de aplicação antes do transplântio (0, 10, 20 e 30 dias), em delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições. A unidade experimental consistiu de um vaso com uma planta , sendo, a cada cinco dias, feito um rodízio dos vasos dispostos dentro de cada bloco.

Para a interpretação estatística dos resultados procedeu-se às análises de variância e regressão por meio do sistema de análises estatísticas (SAEG-UFV). As médias do fator qualitativo (tipo de composto) foram comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, e, para os fatores quantitativos (tempo de aplicação e dose de composto), foram ajustadas as equações de regressão e os modelos foram escolhidos com base no coeficiente de determinação, testando-se os coeficientes pelo teste “t”. Foram realizadas também análises de correlação.

3.5 . Análises químicas

3.5.1 . Análise do tecido vegetal

As amostras da parte aérea das plantas, após secagem, foram trituradas, passadas em peneira com malha de 16 *mesh* de abertura e armazenadas para posterior digestão.

O método de digestão utilizado foi aquele proposto por HUANG e SCHULTE (1985), com algumas modificações. Pesaram-se 2,0 g do tecido vegetal, que foram transferidos para tubo de digestão. Adicionaram-se 20 mL de HNO₃ concentrado, e os tubos foram levados ao bloco digestor. A temperatura foi elevada gradualmente até 60 °C. Deixou-se em pré-digestão por aproximadamente duas horas. Adicionaram-se 12 mL de solução de H₂O₂ 30% (p/v), divididos em três alíquotas de 4 mL, sendo a temperatura aumentada gradualmente até 120 °C. O aquecimento foi mantido até restar de 2 a 3 mL no tubo. O extrato resultante foi filtrado e diluído para 25 mL.

As análises foram realizadas com três determinações, incluindo-se ainda um branco de reagentes, para avaliar possíveis contaminações.

No extrato determinaram-se os elementos Cu, Pb, Zn, Mn e Ni.

3.5.2 . Análise das amostras de solo

Foram coletadas amostras de aproximadamente 50 g do substrato solo + composto de todas unidades experimentais, no dia do plantio. Essas amostras foram secadas ao ar e passadas em peneira de 2 mm de abertura, sendo então submetidas a procedimentos de determinação do pH e de extração de metais disponíveis.

3.5.2.1 . Determinação do pH

Para a determinação do pH foram pesados 5,0 g de todas as amostras coletadas no dia do plantio, aos quais foram adicionados 12,5 mL de água deionizada, agitando-se com bastão de vidro. Após deixar a mistura em repouso

por uma hora, mediu-se o pH do sobrenadante em medidor de pH devidamente calibrado.

3.5.2.2 . Extração dos metais disponíveis - método do DTPA

O método adotado foi o de LINDSAY e NORVELL (1978), que consistiu na extração com uma solução de DTPA $0,005 \text{ mol L}^{-1}$, CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e trietanolamina $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, na proporção 5:10 (solo + composto:solução), sob agitação contínua em agitador horizontal, por duas horas. Após a extração, as amostras foram centrifugadas a 2.500 rpm por 10 minutos, filtradas em papel-filtro Whatman nº 5 e acidificadas com HNO_3 até pH aproximadamente 1.

As concentrações de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn foram então determinadas nos extratos.

3.6 . Reagentes

Todos os reagentes utilizados nas análises do tecido vegetal e do solo foram da MERCK, de grau p.a.

3.7 . Instrumentos utilizados

3.7.1 . Medidor de pH

Para determinação de pH, utilizou-se pHmetro da TECNOW, modelo IRIS-7, digital, equipado com eletrodo de vidro e eletrodo de referência de prata/cloreto de prata combinado, com precisão de duas casas decimais. Este aparelho foi calibrado com soluções tampão (pH 4 e pH 7).

3.7.2 . Espectrofotômetro de absorção atômica

Para a determinação das concentrações dos metais Zn, Cu, Mn, Pb e Ni foi utilizado o espectrofotômetro de absorção atômica da Carl Zeiss JENA, modelo AAS3, equipado com corretor de absorção de fundo. Os extratos foram aspirados diretamente em chama ar-acetileno.

4 . RESULTADOS E DISCUSSÃO

4. 1 . pH do solo

Os valores de pH do solo, de acordo com o resumo da análise de variância (Quadro 5) foram influenciados, significativamente, pelos fatores composto, dose de composto, tempo de aplicação do composto e pelas interações dose x composto, dose x tempo e dose x tempo x composto.

Como a interação dos três fatores (composto, dose e tempo) foi significativa, trabalhou-se com esta interação por ser o efeito principal, realizando-se análises de regressão para dose x tempo em cada composto utilizado e teste de média para os compostos em cada dose e tempo estudados.

Pelo teste de Tukey, ocorreram diferenças significativas ao nível de 5% de probabilidade nos valores de pH, quando da utilização dos compostos de lixo do Rio de Janeiro e de Coimbra. Essa diferença foi observada quando se aplicou: 70 t/ha nos tempos 0, 10 e 30 dias; 35 t/ha em todos os tempos de aplicação; e 0 t/ha no tempo de 20 dias, ressaltando-se que esta última diferença pode ser atribuída a erros de determinação, uma vez que sem a aplicação de composto não deveria haver diferenças significativas nos valores de pH. O composto de lixo produzido no Rio de Janeiro causou um aumento maior no pH do solo (Quadro 6).

Quadro 5 – Resumo da análise de variância do pH do solo e das produções de matéria fresca (PMF) e matéria seca (PMS) de alface

F. V.	G. L.	Quadrados médios		
		pH	PMF	PMS
Bloco	3	0,001485	2,672476	0,010159
Composto	1	0,175107**	4272,2680**	6,672843**
Dose	2	1,884444**	41359,3000**	69,150440**
Dose x composto	2	0,022770**	1318,4460**	2,079498**
Tempo	3	1,462219**	2912,8620**	5,076747**
Tempo x composto	3	0,003279 ^{ns}	135,8189**	0,164818**
Dose x tempo	6	0,083051**	211,9910**	0,349059**
Dose x tempo x composto	6	0,010053**	39,0966*	0,051347**
Resíduo	69	0,001938	14,3183	0,005230
C. V. (%)		0,77	1,74	0,61

** F significativo a 1% de probabilidade.

* F significativo a 5% de probabilidade.

ns F não-significativo a 5% de probabilidade.

Quadro 6 - Médias dos valores de pH nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos de lixo do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	5,86 a	5,51 a	5,37 a	5,19 a
Coimbra	5,85 a	5,50 a	5,31 b	5,17 a
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	5,95 a	5,92 a	5,93 a	5,50 a
Coimbra	5,87 b	5,73 b	5,77 b	5,43 b
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	6,33 a	6,11 a	5,99 a	5,60 a
Coimbra	6,11 b	6,00 b	5,97 a	5,51 b

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada tempo de aplicação e dose de composto, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

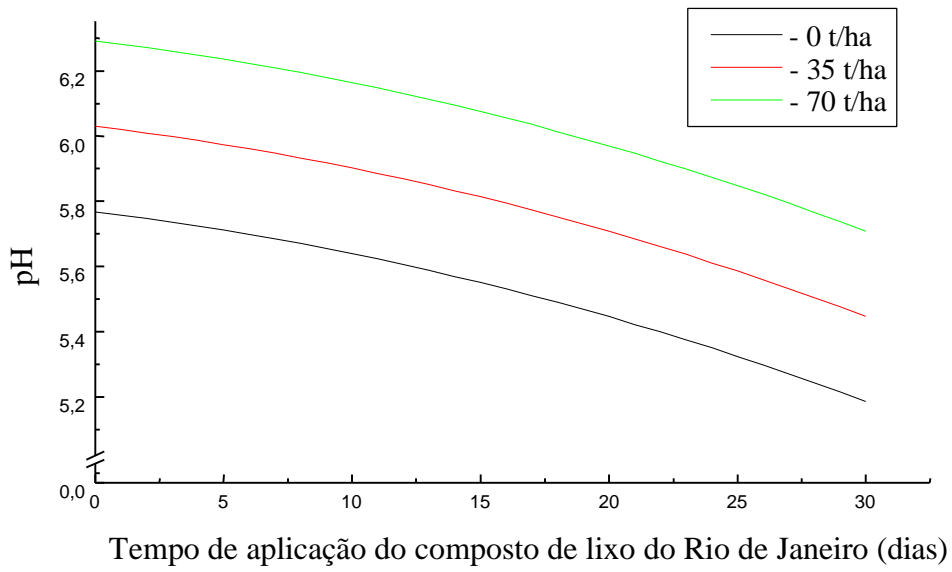
Tem sido observada relação entre pH do solo e teor de bases trocáveis como K^+ , Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , o que indica que quanto mais elevado o pH de um solo, maior o seu conteúdo de bases (COELHO e VERLENGIA, 1975). Verificou-se que compostos de lixo possuem alta concentração de bases trocáveis que contribuem para o aumento do pH no solo (KIEHL, 1985). Isto ocorre provavelmente pelas reações de troca iônica entre H^+ presente no solo e essas bases dos compostos de lixo. O composto produzido no Rio de Janeiro apresentou pH mais elevado que o da cidade de Coimbra, na época da aplicação. Pelo Quadro 4, pode-se observar que as concentrações de Na^+ e K^+ no composto de lixo do Rio de Janeiro são maiores que no composto de Coimbra, enquanto as concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} , nos dois compostos estudados, são quase as mesmas. A maior contribuição das bases para o solo pode ter levado ao maior incremento no valor de pH, pela aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, em comparação com os tratamentos que receberam a aplicação do composto de Coimbra.

Visando verificar a influência de seus componentes orgânicos no pH, EIRA e CARVALHO (1970) aplicaram composto de lixo urbano em Latossolo Amarelo e constataram que houve elevação de 5,2 para 5,7.

Os componentes orgânicos do composto de lixo também influenciam o aumento de pH do solo de outras formas, além daquela devida às bases trocáveis. Radicais orgânicos com cargas negativas formados durante a decomposição da matéria orgânica poderiam reter os íons H^+ da solução, elevando conseqüentemente o valor do pH (ROSATO, 1978).

O aumento do tempo decorrido entre a aplicação dos compostos de lixo do Rio de Janeiro e de Coimbra e o plantio, para as respectivas doses destes compostos fixadas, resultaram em redução do pH (Figuras 2(A) e 3(A)). Esta redução foi explicada pelo modelo quadrático em relação ao tempo (Quadro 7), tanto para o composto produzido no Rio de Janeiro quanto para o de Coimbra. Este efeito ocorreu mesmo na ausência do composto, o que sugere que o tempo decorrente entre a calagem e o plantio também influenciou o pH do solo.

A



B

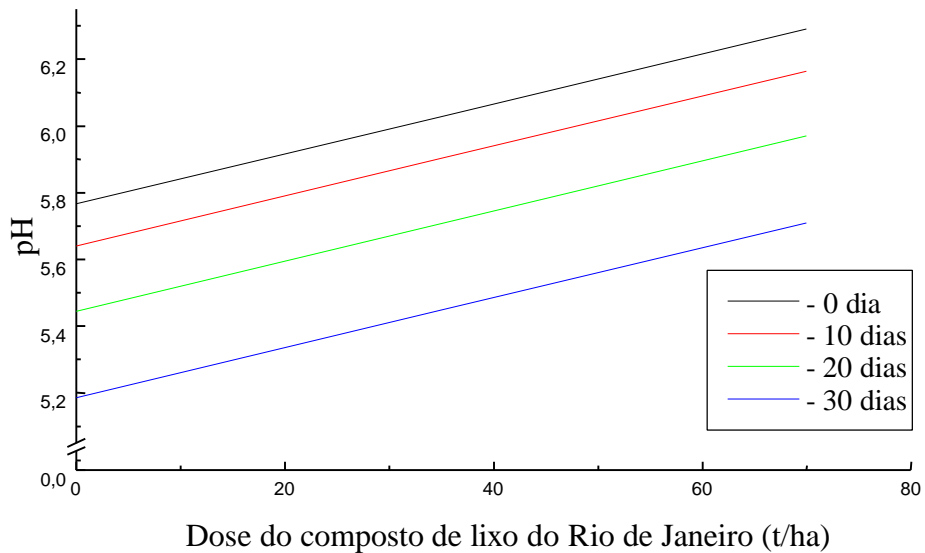
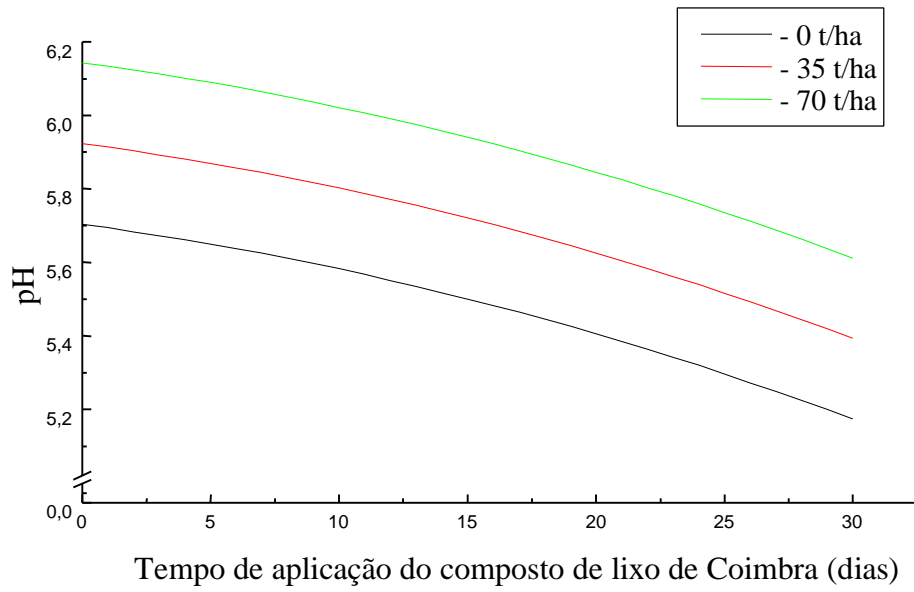


Figura 2 - Estimativa do pH em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

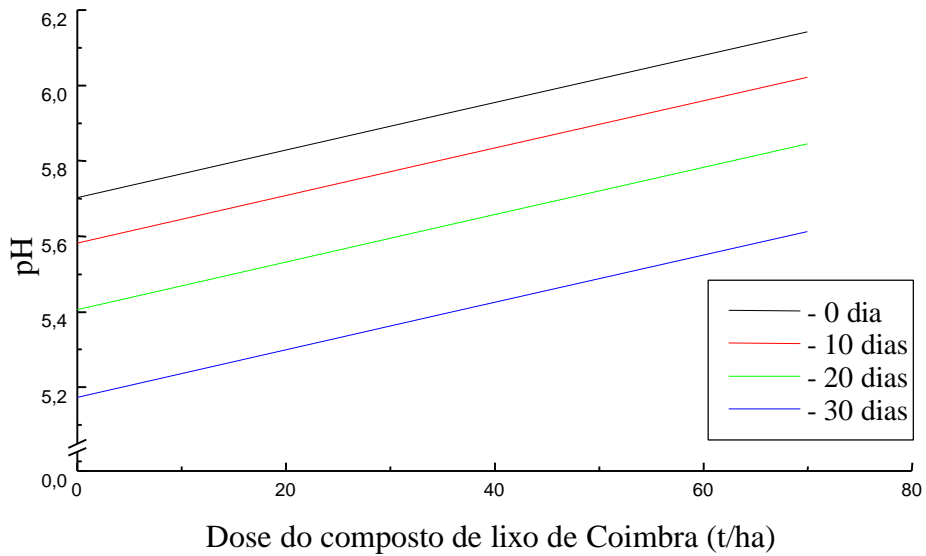


Figura 3 – Estimativa do pH em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

Quadro 7 – Equações de regressão ajustadas e coeficientes de determinação para pH, produção de matéria fresca (PMF) e produção de matéria seca (PMS), em função da dose de composto de lixo (DOS) e do tempo de aplicação (TP), para o composto do Rio de Janeiro (C. RJ) e o de Coimbra (C.Cb)

Variável dependente	Equação	R ²
pH (C.RJ)	$Y = 5,76704 + 0,00748214**DOS - 0,00940005**TP - 0,000333332**TP^2$	0,91
pH (C. Cb)	$Y = 5,70323 + 0,00627678**DOS - 0,00929168**TP - 0,000279166**TP^2$	0,90
PMF (C. RJ)	$Y = 162,585 + 1,00107**DOS + 3,20511**TP - 0,0814667**TP^2 - 0,0113461**DOSxTP$	0,96
PMF (C. Cb)	$Y = 164,683 + 1,25239**DOS + 2,86415**TP - 0,071346**TP^2 - 0,00368783**DOSxTP$	0,97
PMS (C. RJ)	$Y = 9,65833 + 0,0409857**DOS + 0,133229**TP - 0,0034**TP^2 - 0,000453213**DOSxTP$	0,97
PMS (C. Cb)	$Y = 9,82971 + 0,0486429**DOS + 0,113263**TP - 0,00297292**TP^2$	0,96

** Significativo a 1% de probabilidade, pelo teste t.

* Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste t.

A reação entre carbonatos e solo é que promove o aumento de pH. A velocidade dessa reação é influenciada por vários fatores, como: acidez do solo, temperatura, umidade, proporção entre carbonatos de cálcio e magnésio, tamanho das partículas, teor de matéria orgânica e forma de incorporação (COLEMAN e THOMAS, 1967; BARBER, 1967; SOUZA e NEPTUNE, 1979; MARIA, 1986). No presente trabalho, as condições para reação dos carbonatos com os íons H^+ na solução do solo foram adequadas: temperatura alta, umidade controlada, uso de carbonatos puros (p.a.) em forma de partículas finamente divididas e boa homogeneização com o solo.

THOMPSON e THOEH (1973) observaram que a taxa de reação dos carbonatos no solo, para neutralizar a acidez, foi maior no início, até alcançar o valor máximo de pH; depois a reação tornou-se mais lenta e o pH diminuiu gradualmente.

Os valores máximos de pH foram obtidos, em todas as doses, nos solos onde a aplicação do composto foi feita no dia do plantio (0 dia), sendo 6,33 e 6,11 para os compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra, respectivamente na dose de 70 t/ha (Quadro 6).

Fixando-se o tempo, verificou-se incremento linear significativo nos valores de pH com o aumento das doses dos dois compostos estudados (Figuras 2(B) e 3(B)). Pode-se observar também por estas figuras que as curvas têm a mesma inclinação, o que indica ser a mesma a taxa de variação do pH em relação à dose nos vários tempos de aplicação. No entanto, a variação do pH não foi tão acentuada, ficando entre 5,17, para o composto de Coimbra na dose 0 t/ha após decorridos 30 dias entre aplicação e plantio, e 6,33, para o composto do Rio de Janeiro na dose de 70 t/ha após decorrido zero dia entre a aplicação e o plantio (Quadro 6). Em estudo semelhante COSTA (1994) observou aumento de mais de três unidades de pH quando aplicou 90 t/ha do composto de lixo urbano do Rio de Janeiro, atingindo pH de 8,85. A aplicação de 60 t/ha de composto de lixo urbano ao solo elevou o pH do solo para valores próximos a 8,0 (HERNANDO et al., 1989; HERNÁNDEZ et al., 1992). A intensidade deste

incremento depende das características do solo e do composto de lixo utilizados, da dose aplicada e do tempo decorrido entre a aplicação e o plantio.

O pH do solo ideal para a produção de alface está compreendido entre 5,70 e 7,00 (MALAVOLTA, 1981). Em todos os tratamentos onde houve aplicação de composto, com exceção daqueles onde a aplicação foi feita 30 dias antes do plantio, os valores de pH encontraram-se dentro dessa faixa (Quadro 6).

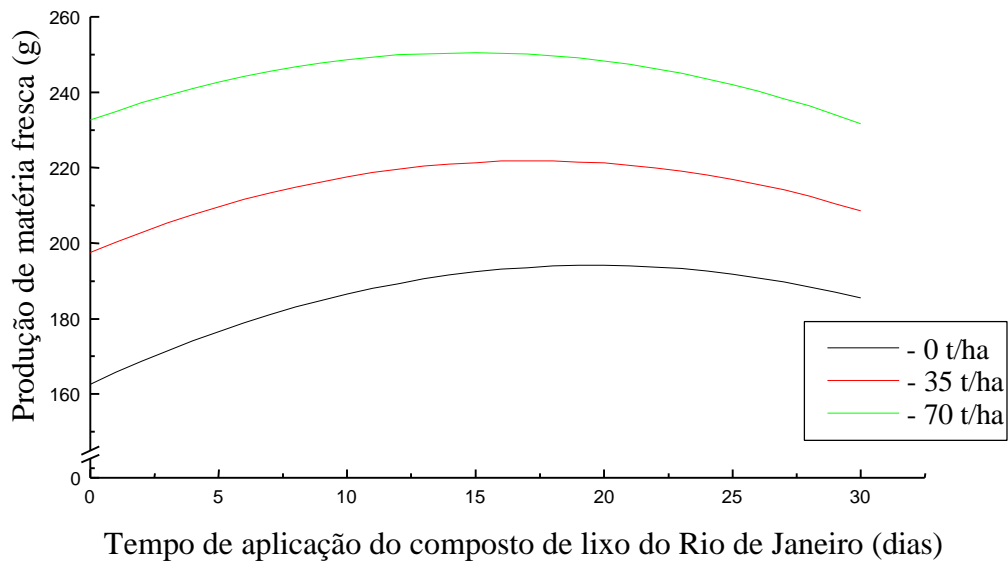
4.2 . Produção de matéria fresca e matéria seca

Pelo resumo da análise de variância (Quadro 5), a produção de matéria fresca e matéria seca foram influenciadas significativamente pelos fatores composto, dose de composto, tempo de aplicação do composto e pelas interações dose x composto, tempo x composto, dose x tempo e dose x tempo x composto.

Com a fixação das doses, os diferentes tempos decorridos entre a aplicação do composto e o plantio causaram diferenças significativas na produção de matéria fresca e seca. Em ambos os compostos estudados, a produção de matéria fresca aumentou até o tempo de aproximadamente 20 dias, decrescendo para os tempos maiores (Figuras 4(A) e 5(A)). Para este comportamento ajustaram-se as equações apresentadas no Quadro 7. O fato de o pH da mistura solo + composto, após decorridos 30 dias de aplicação antes do plantio, se encontrar abaixo do adequado para o cultivo de alface pode ter contribuído para a redução na produção. No tempo zero, a menor produção pode ser atribuída à menor disponibilidade de nutrientes, uma vez que o pH se encontrava mais elevado.

No caso do composto de lixo produzido no Rio de Janeiro, os valores estimados do tempo de aplicação (TP), calculados a partir da equação de regressão (Quadro 7), que resultaram nas produções máximas estimadas de 194,11; 221,82; e 250,50 g de matéria fresca, para as doses de 0; 35 e 70 t/ha, foram 19,7; 17,2; e 14,8 dias, respectivamente (Figura 4(A)). Os tempos

A



B

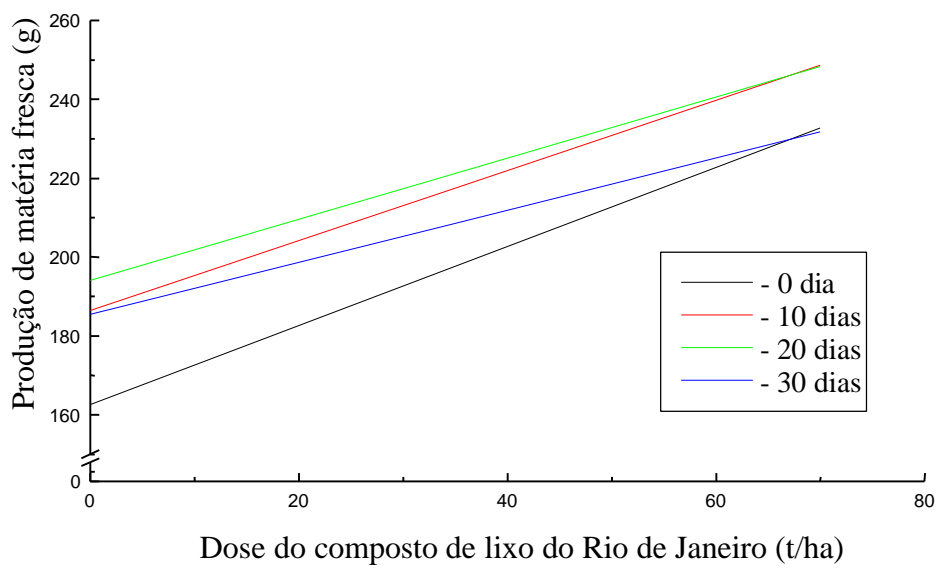
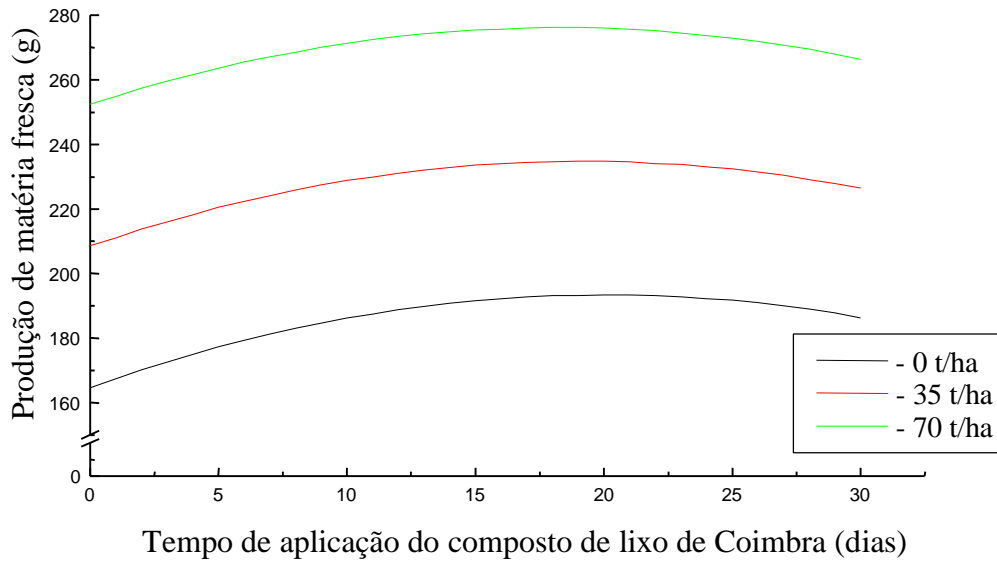


Figura 4 – Estimativa da produção de matéria fresca de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

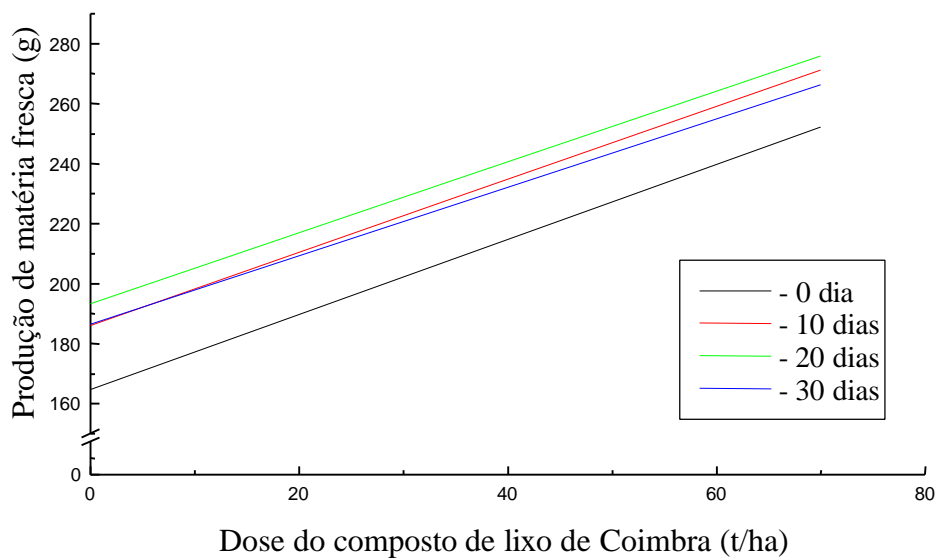


Figura 5 – Estimativa da produção de matéria fresca de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

estimados de aplicação antes do plantio que levaram as produções máximas estimadas de 193,43; 234,73; e 276,15 g de matéria fresca, com a aplicação de 0, 35 e 70 t/ha do composto de lixo de Coimbra, foram 20,1; 19,2; e 18,3 dias (Figura 5(A)). Quanto maior a dose dos compostos de lixo do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicada, menor o tempo que levou à produção máxima (Figuras (4A) e (5A)).

Fixando-se o fator tempo, houve um aumento linear na produção de matéria fresca, com a elevação das doses (DOS) do composto de lixo do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas (Figuras 4(B) e 5(B)), ressaltando-se que a dose de 70 t/ha foi que promoveu as maiores produções. Os compostos de lixo do Rio de Janeiro e de Coimbra apresentaram altas concentrações da maioria dos elementos analisados (Quadro 4); assim o aumento da dose aplicada resultou no aumento de nutrientes, bem como de elementos com potencial tóxico, no solo.

De acordo com JONES e JARVIS (1981), a mobilidade e disponibilidade de metais pesados para as plantas sofrem grande influência das propriedades físico-químicas do solo, como pH, teor de matéria orgânica, CTC e condições de oxirredução; e também de características como o tipo de argila do solo. Além do efeito do pH, a presença de elementos tóxicos em níveis críticos pode levar a uma redução na produção. Durante o tempo de incubação da mistura solo + composto, tanto os nutrientes quanto os metais tóxicos podem se tornar disponíveis para as plantas. A mineralização da matéria orgânica e a redução do pH podem contribuir para esse aumento da disponibilidade de metais tóxicos, podendo causar queda na produção.

Quando resíduos orgânicos são aplicados ao solo, inicia-se imediatamente a decomposição desse material pelos microrganismos presentes. Valores de pH ligeiramente baixos e próximos a neutro favorecem essa decomposição, dentre outros fatores, como temperatura, umidade, aeração e relação C/N (MAYAUDON, 1971; MARIA, 1986). De acordo com COELHO e VERLENGIA (1975), o pH do solo tem grande influência na disponibilidade de micronutrientes, considerando-se que quanto mais ácido o solo, maior a solubilidade e disponibilidade destes. Plantas cultivadas em solo com pH

próximo à neutralidade absorvem menos metais pesados que em solos ácidos (HOFFMAN e SCHWEIGER, 1983).

Para a produção de matéria seca, nos tratamentos com o composto do Rio de Janeiro, a equação que melhor se ajustou foi quadrática para o tempo, fixando a dose, e linear para a dose, fixando o tempo (Quadro 7). As máximas produções estimadas de matéria seca foram 10,96; 12,11; e 13,29 g obtidas nos tempos estimados 19,6; 17,3; e 14,9 dias para as doses 0; 35; e 70 t/ha respectivamente (Figura 6(A)). Estes valores foram calculados a partir da equação de regressão (Quadro 7). Para o composto produzido em Coimbra as produções máximas estimadas foram de 10,91; 12,61; e 14,31 g de matéria seca para as doses 0; 35; e 70 t/ha, obtidas no tempo estimado de 19,05 dias (Figura 7(A)).

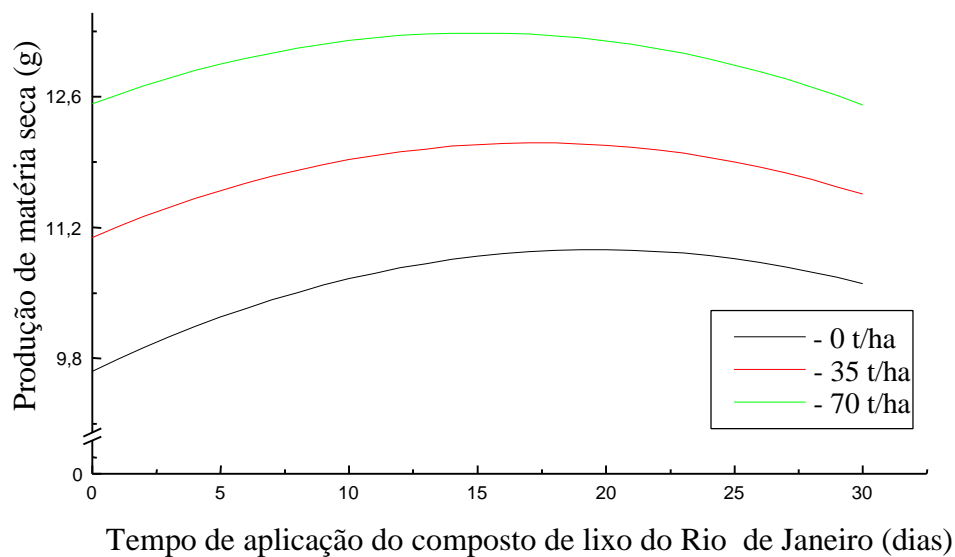
Houve aumento na produção de matéria seca devido ao aumento das doses de composto de lixo do Rio de Janeiro e de Coimbra, quando se fixou o tempo (Figuras 6(B) e 7(B)). Este aumento foi linear e positivo, sendo explicado pela equação contida no Quadro 7. Não se atingiu o máximo de produção, em razão do efeito da dose, ou seja, até a dose máxima de composto utilizada não houve redução da produção. Este efeito mostrou-se similar aos obtidos na produção de matéria fresca.

Ao se aplicarem doses crescentes de composto de lixo ao solo, ocorrem aumentos lineares de P, K, Ca e Mg (ALCOFORADO e TRINDADE, 1993), mostrando que o composto de lixo promove melhorias nas condições do solo. Conforme HE et al. (1992), a alteração mais significativa em virtude da aplicação do composto de lixo ao solo é o aumento do conteúdo da matéria orgânica.

A aplicação do composto só é benéfica quando completamente maturado. A relação C/N de um composto nesta condição deve variar de 9:1 a 11:1. Os dois compostos utilizados apresentaram valores bem próximos a estes (Quadro 4).

De acordo com HERNÁNDEZ et al. (1992), houve grande redução na produção de alface pela aplicação de doses superiores a 60 t/ha de resíduo de lixo urbano fresco no solo, ao passo que resíduos compostados e com relação C/N adequada não promoveram efeitos depressivos na produção.

A



B

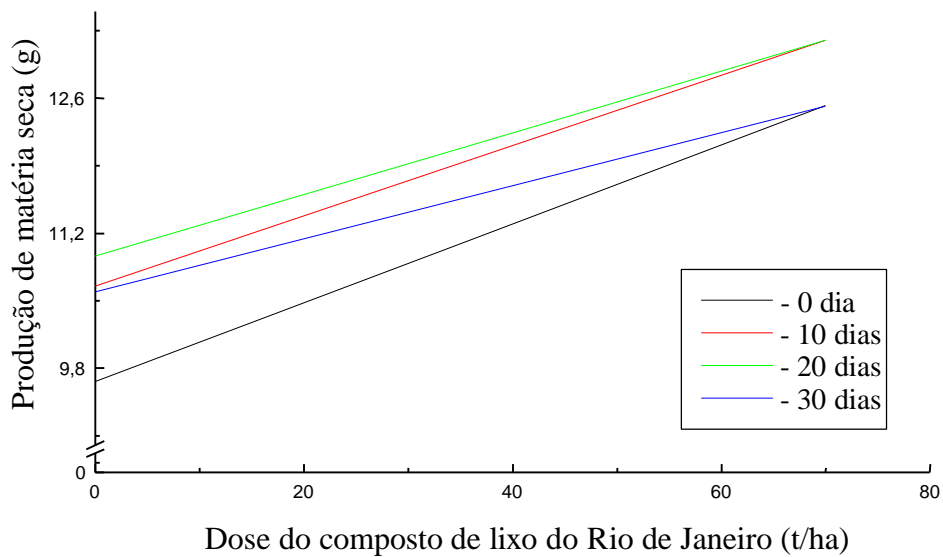
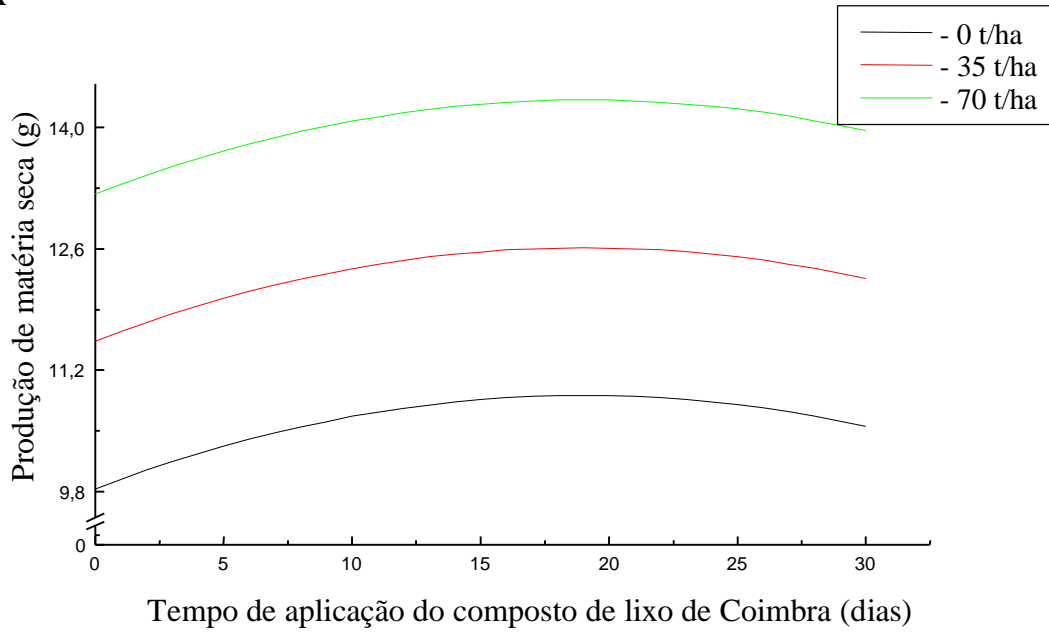


Figura 6 – Estimativa da produção de matéria seca de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

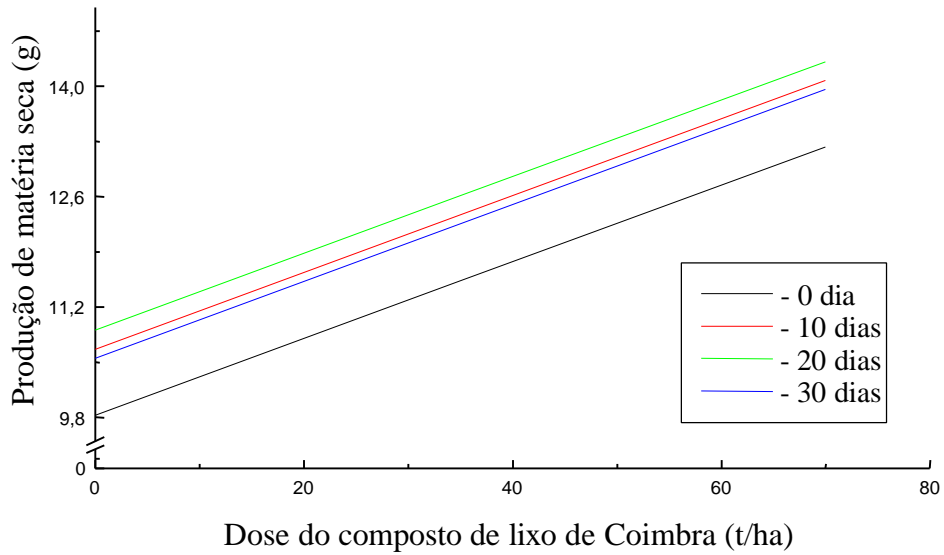


Figura 7 – Estimativa da produção de matéria seca de alfafa em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

Ao se comparar o aumento de produção de matéria fresca e seca em relação aos dois compostos utilizados, observam-se diferenças significativas a 5% de probabilidade (Quadros 8 e 9). Comparando-se com o composto do Rio de Janeiro, o de Coimbra proporcionou maior produção de matéria fresca e seca, em todos os tempos de aplicação, quando se adicionaram os compostos ao solo (Quadros 8 e 9). A maior produção de matéria fresca obtida foi de 277,09 g quando se aplicaram 70 t/ha do composto de Coimbra, 20 dias antes do plantio. É possível que as maiores produções de matéria fresca e seca nos tratamentos com o composto de Coimbra tenham sido devidas às menores concentrações de metais pesados nele presentes, em comparação ao composto do Rio de Janeiro (Quadro 4). A ausência de diferenças significativas nos tratamentos em que não foi aplicado nenhum composto (dose = 0 t/ha) (Quadros 8 e 9) reforça essa possibilidade. Esses resultados sugerem que a transferência dos metais dos compostos de lixo para as plantas foi maior pela utilização do composto do Rio de Janeiro.

4.3 . Disponibilidade dos metais pesados no solo

4.3.1 - Zinco

A concentração de Zn disponível no solo foi influenciada significativamente pelos fatores composto, dose de composto, tempo de aplicação do composto e pelas interações dose x composto, tempo x composto, dose x tempo e dose x tempo x composto, como pode-se verificar no Quadro 10.

Para avaliar a interação dos três fatores estudados, realizou-se a análise de regressão para dose x tempo em cada composto utilizado. Nos tratamentos onde não houve a aplicação de composto, a concentração de Zn disponível sofreu pequena variação com o tempo, antes do plantio (Figura 8(A) e 9(A)). Os compostos de lixo do Rio de Janeiro e de Coimbra produziram efeito semelhante na

Quadro 8 - Valores médios de produção de matéria fresca de cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	162,94 a	181,11 a	192,01 a	180,12 a
Coimbra	164,21 a	179,61 a	193,89 a	178,87 a
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	198,13 b	224,80 b	228,79 b	218,03 b
Coimbra	210,38 a	233,81 a	247,18 a	235,15 a
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	232,42 b	244,93 b	244,62 b	226,86 b
Coimbra	255,67 a	258,66 a	277,09 a	260,34 a

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada tempo de aplicação e dose de composto, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Quadro 9 - Valores médios de produção de matéria seca de cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	9,65 a	10,46 a	10,88 a	10,39 a
Coimbra	9,71 a	10,35 b	10,93 a	10,32 a
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	11,16 b	12,15 b	12,42 b	11,92 b
Coimbra	11,62 a	12,60 a	13,17 a	12,65 a
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	12,53 b	12,99 b	13,13 b	12,30 b
Coimbra	13,46 a	13,58 a	14,29 a	13,61 a

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada tempo de aplicação e dose de composto, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

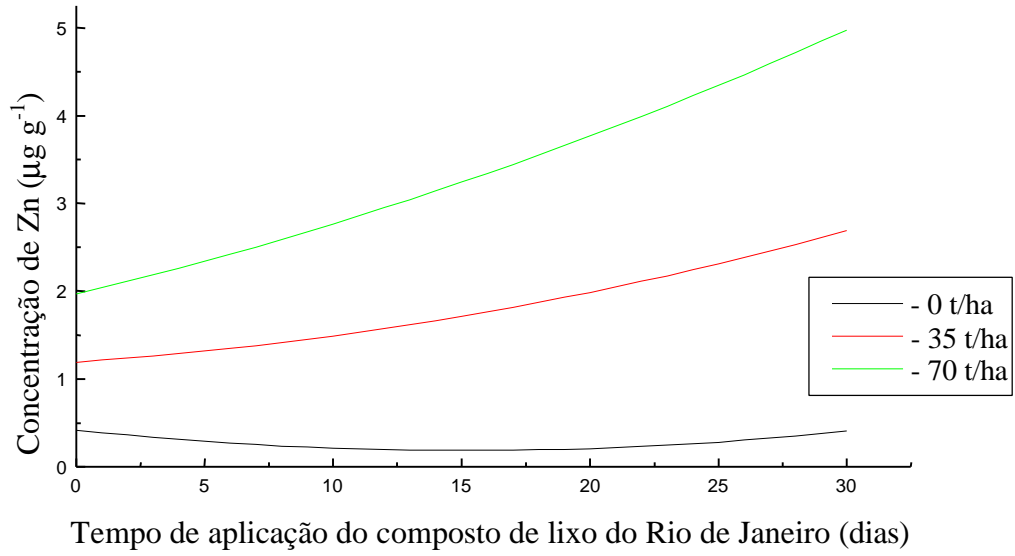
Quadro 10 – Resumo da análise de variância das concentrações de Zn, Cu, Mn, Pb e Ni disponíveis no solo

F. V.	G. L.	Quadrados médios				
		Zn	Cu	Mn	Pb	Ni
Bloco	3	0,043222	0,003903	0,100933	0,0081923	0,000046
Composto	1	0,797853**	0,612463**	58,711870**	0,633337**	0,003783**
Dose	2	65,606480**	10,274740**	12,383290**	15,932070**	0,016607**
Dose x composto	2	0,300001**	0,148906**	21,423470**	0,197825**	0,000625*
Tempo	3	9,234294**	4,237401**	79,123510**	7,316320**	0,001838**
Tempo x composto	3	0,067973*	0,014473*	1,506119**	0,025533*	0,000802**
Dose x tempo	6	3,206467**	0,276652**	4,775285**	1,324576**	0,000637**
Dose x tempo x composto	6	0,049201*	0,011216*	0,410893*	0,078131**	0,000479**
Resíduo	69	0,018398	0,003715	0,148664	0,006958	0,000133
C. V. (%)		7,76	3,86	2,72	6,27	14,89

** F significativo a 1% de probabilidade.

* F significativo a 5% de probabilidade.

A



B

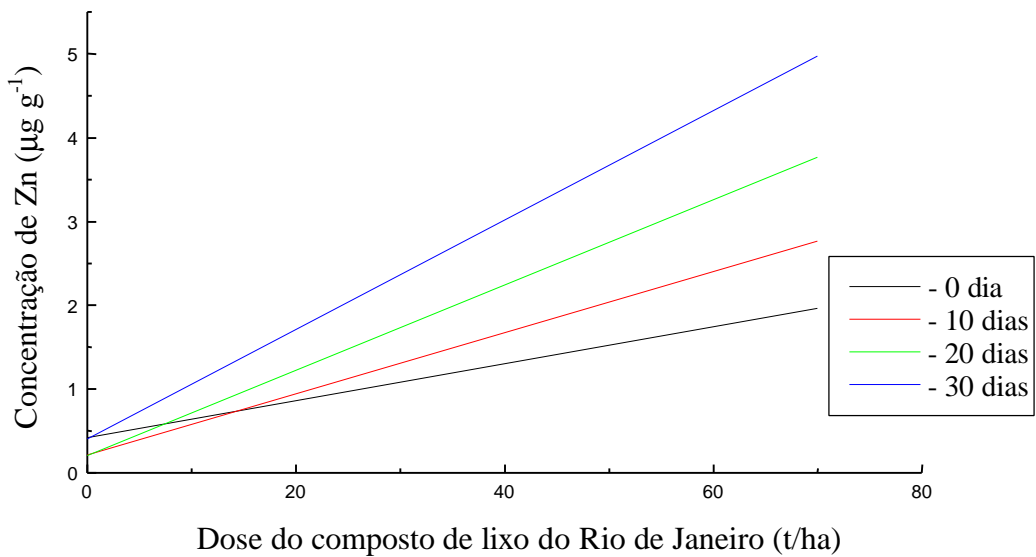
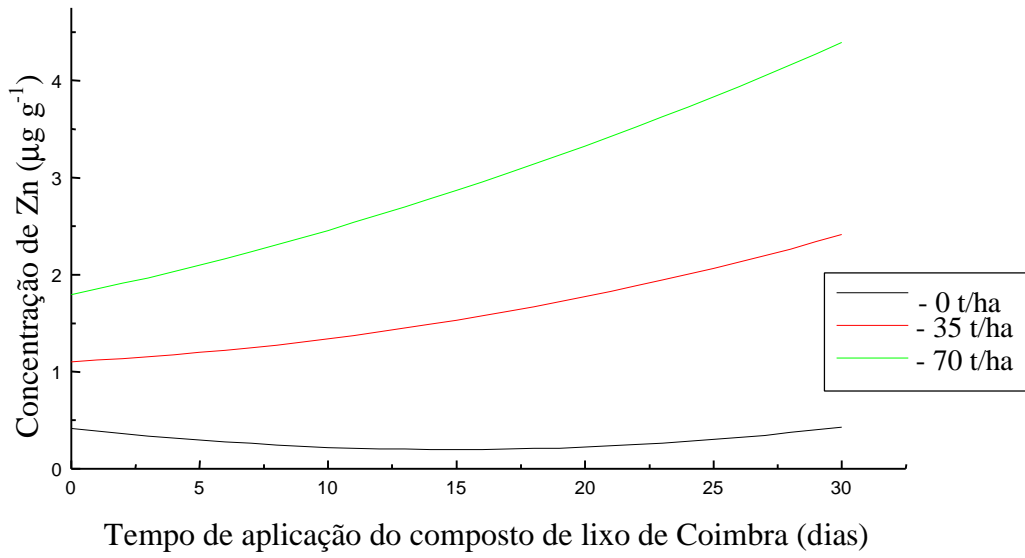


Figura 8 - Estimativa da concentração de Zn disponível em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

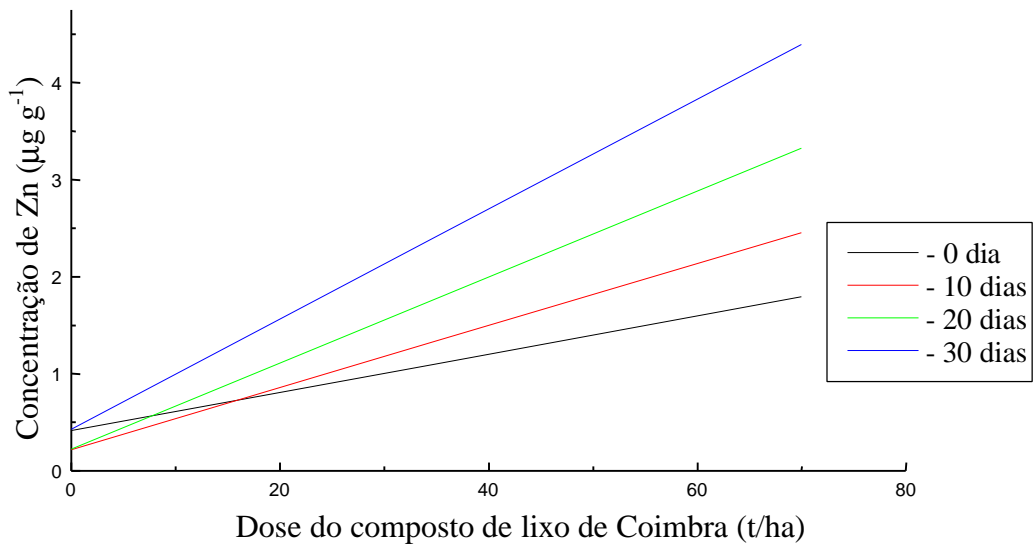


Figura 9 - Estimativa da concentração de Zn disponível em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

variação da concentração de zinco disponível em função do tempo e da dose aplicada. A equação que melhor se ajustou a esse comportamento foi linear para as doses, quando o tempo foi fixado, e quadrática para o fator tempo, com a fixação do fator dose (Quadro 11).

A concentração de zinco aumentou com o aumento do tempo de aplicação dos dois compostos e doses fixas e também com a elevação das doses e tempos fixos (Figuras 8(A e B), 9(A e B)). As concentrações máximas obtidas pela utilização do composto do Rio de Janeiro e do de Coimbra foram de $5,27 \mu\text{g g}^{-1}$ e $4,56 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente, ambas com 70 t/ha adicionados, 30 dias antes do plantio (Quadro 12).

Cálculos efetuados com dados do Quadro 12 mostraram que a aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro provocou aumentos das concentrações de zinco de 6 a 15 vezes, em relação ao solo que não recebeu composto, ressaltando-se que o composto de Coimbra apresentou variação de 6 a 13,4 vezes.

Os compostos utilizados promoveram diferenças significativas a 5% de probabilidade na concentração de Zn disponível. Na maioria dos tratamentos onde houve aplicação de composto, a concentração de Zn foi maior onde o composto de lixo do Rio de Janeiro foi utilizado (Quadro 12).

Na caracterização dos compostos (Quadro 4), nota-se que o composto do Rio de Janeiro apresentou concentrações de Zn total e disponível mais elevadas do que aquelas do composto de Coimbra. Dessa forma, o composto do Rio de Janeiro tem um potencial maior de aumentar o teor de Zn disponível no solo do que o composto de Coimbra.

Conteúdo total de Zn no solo, pH, matéria orgânica, sítios de adsorção e atividade microbiana do solo são fatores que afetam a disponibilidade do Zn (ALLOWAY, 1993). Na solução do solo, para o decréscimo de uma unidade de pH, a solubilidade do Zn aumenta 100 vezes (MORTVEDT et. al., 1991).

Os produtos finais da degradação da matéria orgânica, ou seja, os ácidos húmicos e principalmente os ácidos fúlvicos formam complexos com os íons

Quadro 11 – Equações de regressão ajustadas e coeficientes de determinação para Zn, Cu, Mn, Pb e Ni disponíveis, extraídos com DTPA, em função das doses de composto de lixo (DOS) e dos tempos de aplicação (TP), para o composto do Rio de Janeiro (C. RJ) e do de Coimbra (C. Cb)

Var. dependente	Equação	R ²
ZnDTPA (C. RJ)	$Y = 0,420777 + 0,0220714^{**}DOS - 0,0310795^{**}TP + 0,00102125^{**}TP^2 + 0,00143894^{**}DOSxTP$	0,98
ZnDTPA (C. Cb)	$Y = 0,417966 + 0,019629^{**}DOS - 0,0297267^{**}TP + 0,00100357^{**}TP^2 + 0,00123296^{**}DOSxTP$	0,99
CuDTPA (C. RJ)	$Y = 0,659296 + 0,0141057^{**}DOS + 0,0248984^{**}TP + 0,000253333^{**}DOSxTP$	0,97
CuDTPA (C. Cb)	$Y = 0,743696 + 0,00897373^{**}DOS + 0,0113285^{**}TP + 0,000255267^{**}TP^2 + 0,000347959^{**}DOSxTP$	0,96
MnDTPA (C. RJ)	$Y = 11,0265 + 0,0645104^{**}DOS + 0,131076^{**}TP + 0,00150958^{**}TP^2 - 0,00159653^{**}DOSxTP$	0,94
MnDTPA (C. Cb)	$Y = 10,6961 + 0,00970736^{**}DOS + 0,192382^{**}TP - 0,00103809^{**}DOSxTP$	0,93
PbDTPA (C. RJ)	$Y = 0,484874 + 0,00793533^{**}DOS + 0,00977699^{**}TP + 0,000955725^{**}DOSxTP$	0,99
PbDTPA (C. Cb)	$Y = 0,411435 + 0,00595768^{**}DOS + 0,0142448^{**}TP + 0,000790377^{**}DOSxTP$	0,96
NiDTPA (C. RJ)	$Y = 0,0384823 + 0,000738653^{**}DOS + 0,00341869^{**}TP - 0,0000913855^{**}TP^2$	0,83
NiDTPA (C. Cb)	$Y = 0,0475921 + 0,000542022^{**}DOS + 0,000300863^{**}TP$	0,80

** Significativo a 1% de probabilidade, pelo teste t.

* Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste t.

Quadro 12 – Valores médios das concentrações de Zn disponíveis ($\mu\text{g g}^{-1}$), de cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	0,22 a	0,27 a	0,31 a	0,35 a
Coimbra	0,21 a	0,30 a	0,34 a	0,34 a
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	1,33 a	1,68 a	1,96 a	2,60 a
Coimbra	1,26 a	1,48 b	1,71 b	2,39 b
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	1,89 a	2,93 a	3,29 a	5,27 a
Coimbra	1,78 a	2,41 b	3,10 a	4,56 b

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada dose de composto e para cada tempo de aplicação, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Zn^{2+} , sendo estes solúveis em uma ampla faixa de pH, aumentando a mobilidade e solubilidade do zinco no solo (ALLOWAY, 1993).

A redução do pH e a maior degradação da matéria orgânica em consequência do aumento do tempo de incubação dos compostos com o solo podem ter levado ao incremento na concentração de Zn disponível. Por outro lado, o aumento causado pela elevação das doses aplicadas pode ser justificado pelo aumento no conteúdo total deste elemento no solo, uma vez que ao se aplicar composto de lixo urbano ao solo, o conteúdo de metais pesados no solo, entre eles o de zinco, tende a se elevar, o que é dependente da origem do composto.

COSTA (1994) observou que doses crescentes de composto de lixo urbano causaram aumentos na concentração de Zn disponível do solo, extraído com o extrator Mehlich-1. SILVIEIRA e SOMMERS (1977) incubaram solo com lodo de esgoto e verificaram aumento nas concentrações de Zn e Cd

extraídos com DTPA, em virtude do aumento no tempo de incubação, principalmente onde a aplicação do lodo causou redução no pH.

4.3.2 . Cobre

Pelo resumo da análise de variância (Quadro 10), os fatores composto, dose de composto, tempo de aplicação do composto e as interações dose x composto, tempo x composto, dose x tempo e dose x tempo x composto afetaram significativamente a concentração de cobre disponível no solo.

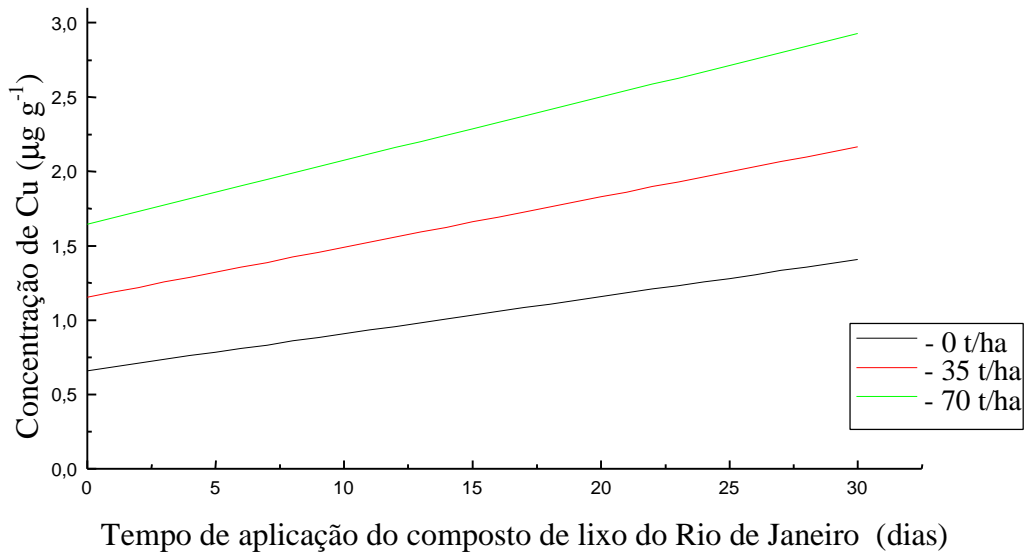
Para avaliar a interação dos três fatores estudados, realizou-se a análise de regressão para dose x tempo em cada composto utilizado. As equações de regressão se encontram no Quadro 11.

No caso do composto de lixo do Rio de Janeiro, a equação que melhor se ajustou foi linear para o tempo com as doses fixas e também para as doses com os tempos fixos, considerando-se que quanto maior o tempo de aplicação, maior a concentração de Cu disponível no solos, em cada dose fixada (Figura 10(A)). Fixando-se o tempo, a elevação das doses do composto do Rio de Janeiro, também, provocou aumento na concentração deste metal (Figura 10(B)). A concentração máxima de Cu foi de $2,85 \mu\text{g g}^{-1}$, obtida com 30 dias de incubação antes do plantio, quando se aplicaram 70 t/ha do composto do Rio de Janeiro (Figura 10(A)).

Os cálculos baseados em dados do Quadro 13 mostraram que o aumento da concentração disponível deste metal no solo, pela aplicação do composto do Rio de Janeiro, variou de 1,5 a 2,2 vezes, quando comparada com a testemunha (dose = 0 t/ha).

O Quadro 11 mostra que o modelo quadrático para os tempos com doses fixas e linear para as doses com tempos fixos foi o que melhor se ajustou ao cobre disponível nos tratamentos com o composto de Coimbra. Quando se fixaram as doses, foi possível observar que houve incremento na concentração de cobre disponível com o aumento do tempo de aplicação do composto, embora

A



B

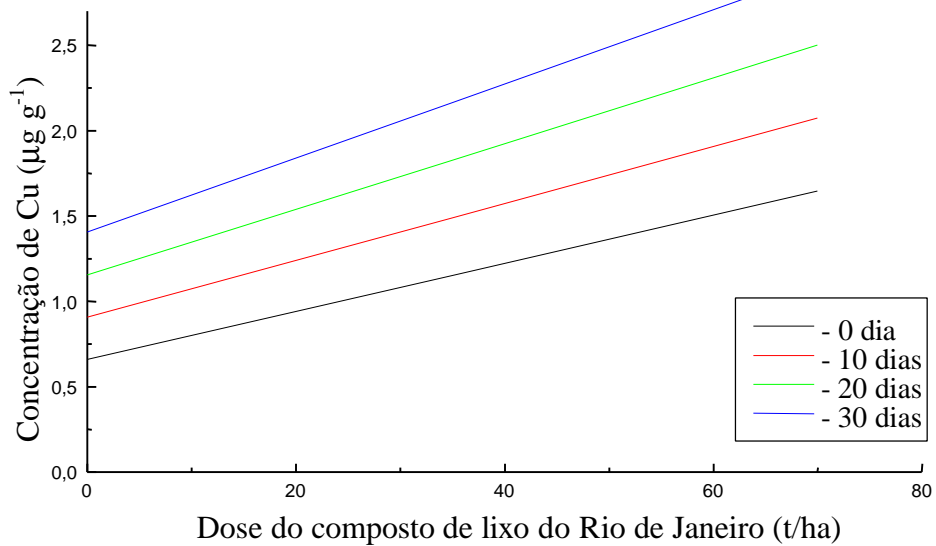
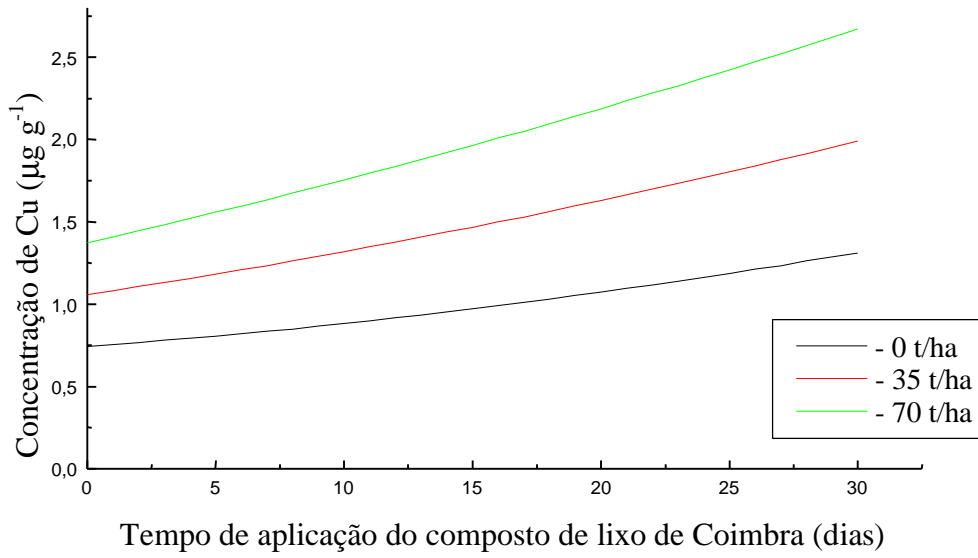


Figura 10 - Estimativa da concentração de Cu disponível em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

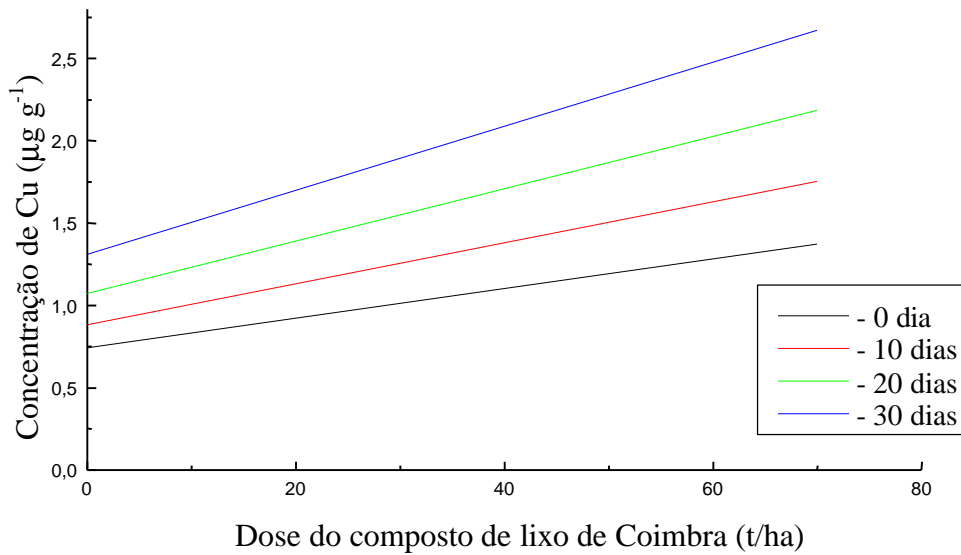


Figura 11 - Estimativa da concentração de Cu disponível em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

Quadro 13 - Valores médios das concentrações de Cu disponíveis ($\mu\text{g g}^{-1}$), para cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	0,73 a	0,92 a	1,08 a	1,28 a
Coimbra	0,71 a	0,91 a	1,01 a	1,16 b
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	1,05 a	1,46 a	1,97 a	2,42 a
Coimbra	1,03 a	1,38 b	1,75 b	2,26 b
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	1,75 a	2,05 a	2,38 a	2,85 a
Coimbra	1,37 b	1,79 b	2,01 b	2,60 b

As médias seguidas da mesma letra na coluna, em cada dose de composto e em cada tempo de aplicação, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

este aumento não tenha sido linear (Figura 11(A)). Para tempos fixos, quanto maior a dose deste composto aplicada ao solo, maior a concentração de Cu disponível (Figura 11(B)). Observou-se a mesma variação (1,5 a 2,2 vezes) no aumento da concentração de Cu pela utilização do composto de Coimbra. O tratamento que resultou na maior concentração de Cu disponível ($2,60 \mu\text{g g}^{-1}$) no solo foi a aplicação de 70 t/ha após 30 dias de aplicação do composto. Resultado semelhante foi encontrado por SILVIERA e SOMMERS (1977), em que o aumento do tempo de incubação (0, 7, 14 e 28 dias) do solo com lodo de esgoto levou a um aumento na concentração de Cu extraído com DTPA. KELLING et al. (1977) aplicaram doses crescentes de lodo de esgoto ao solo e verificaram aumento linear nas concentrações de Cu, Zn, Cd e Ni disponíveis, extraídos com DTPA.

A quantidade de Cu extraída por agentes quelantes, como DTPA ou EDTA, é considerada a fração disponível para as plantas, que inclui o cobre em solução e parte daquele adsorvido na fase sólida do solo (ALLOWAY, 1993).

De acordo com LAKE et al. (1984), a dissolução de metais precipitados (carbonatos, hidróxidos e fosfatos), por meio de mudanças de pH ou de mudanças na composição gasosa do solo, resultantes da atividade microbiana; a oxidação de sulfetos de metais a sulfatos; e a liberação de metais complexados com a destruição da matéria orgânica podem resultar em elevados níveis de metais extraídos com DTPA.

De acordo com MALAVOLTA (1994), o Cu em solução (iônico e complexado) e o Cu adsorvido ao solo estão em equilíbrio e são considerados disponíveis para as plantas, enquanto o ligado a óxidos e em restos orgânicos é relativamente não-disponível.

Os fatores que mais afetam a disponibilidade do Cu são o pH e a matéria orgânica. A elevação do pH diminui a disponibilidade do cobre (ANDRADE et al., 1975). Os complexos do cobre com a matéria orgânica, formados com o ácido fúlvico, podem ser importantes como formas solúveis do elemento. O ácido húmico é uma fração relevante para ligar o Cu à matéria orgânica em formas insolúveis (KNEZEK e ELLIS, 1980). A maior parte do cobre em lodo de esgoto está associada à fração húmica, enquanto Zn e Cd estão mais associados às frações precipitáveis e aos ácidos fúlvicos (HOLTZCLAW et al., 1978).

Segundo LAGERWEFF et al. (1977), a força dos complexos entre a matéria orgânica e os metais segue a seguinte ordem: $Cu > Pb > Zn > Cd$. Por isso, o aumento da concentração de Cu disponível no solo é bem menor do que o aumento da concentração de Zn, devido à formação de complexos insolúveis com os ácidos húmicos.

Como já verificado anteriormente, ocorreram mudanças no pH e decomposição da matéria orgânica com o aumento do tempo de aplicação dos compostos de lixo urbano.

Foram observadas diferenças significativas, a 5% de probabilidade, entre as concentrações de Cu disponível nos tratamentos em que se utilizaram os

compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra (Quadro13). De modo geral, a aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro levou a maior concentração de cobre no solo, o que pode ser justificado, assim como no caso do zinco, pela maior concentração de Cu total e disponível neste composto (Quadro 4).

4.3.3 . Manganês

A concentração de Mn disponível no solo foi influenciada significativamente pelos fatores composto, dose de composto e tempo de aplicação do composto, bem como pelas interações dose x composto, dose x tempo, tempo x composto e dose x tempo x composto, não havendo efeito apenas dos blocos (Quadro 10).

Nos tratamentos onde não foi aplicado o composto, a concentração de Mn disponível elevou-se com o aumento do tempo de incubação, em virtude provavelmente da redução do pH (Figuras 12(A) e 13(A)).

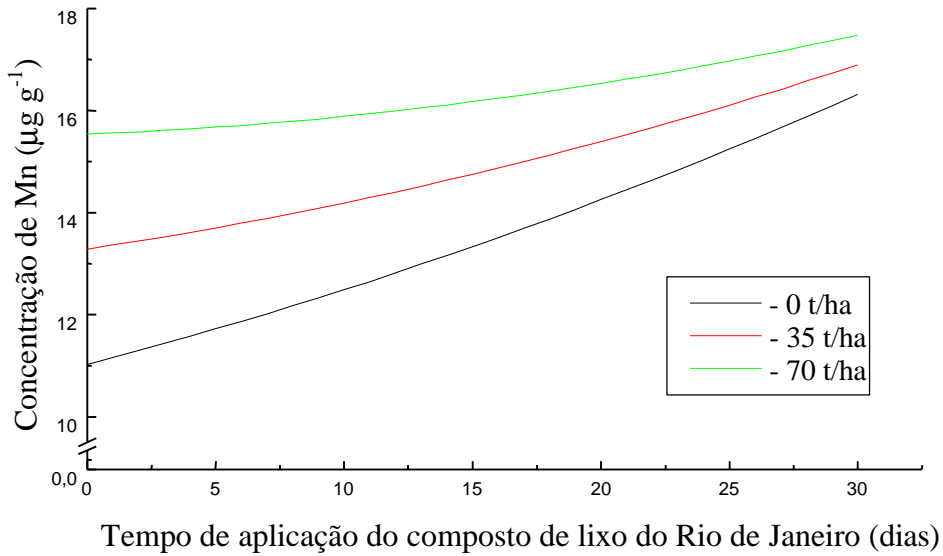
Os efeitos do tempo e das doses, quando se utilizou o composto de lixo do Rio de Janeiro, foram explicados pela equação quadrática para o tempo com doses fixas e linear para as doses com o tempo fixo (Quadro 11). Tanto o tempo de aplicação quanto as doses estudadas provocaram aumento da concentração de manganês disponível (Figura 12(A e B)) . A utilização do composto do Rio de Janeiro elevou a concentração de Mn disponível de 1,1 a 1,4 vezes. A concentração máxima obtida foi $17,41 \mu\text{g g}^{-1}$, atingida no tempo e na dose máximos estudados.

SANTOS (1995) verificou aumento nas concentrações de Mn no solo em decorrência de doses crescentes de composto de lixo urbano, que variaram de $4,72 \mu\text{g g}^{-1}$ (sem composto aplicado) a $12,88 \mu\text{g g}^{-1}$ (52,5 t/ha), utilizando o extrator Mehlich-1.

No caso do composto de lixo produzido em Coimbra, o modelo que melhor se ajustou está apresentado no Quadro 11. Para doses fixas, o aumento do tempo influenciou positivamente a concentração de Mn disponível, fazendo com que ela aumentasse (Figura 13(A)). Fixando-se os tempos, as doses

causaram efeitos significativos diversos: nos tempos 0 e 10 dias, a elevação das doses manteve a concentração de Mn praticamente constante, com pequeno

A



B

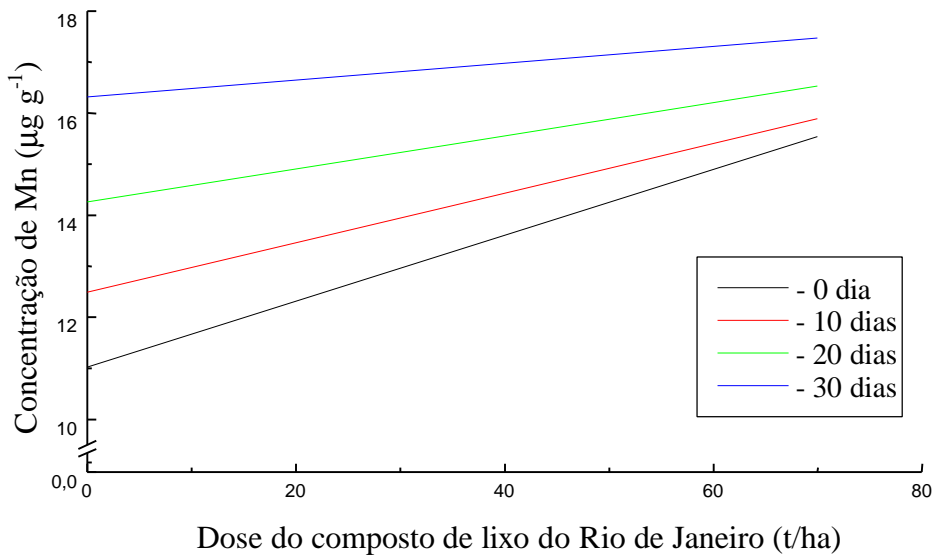
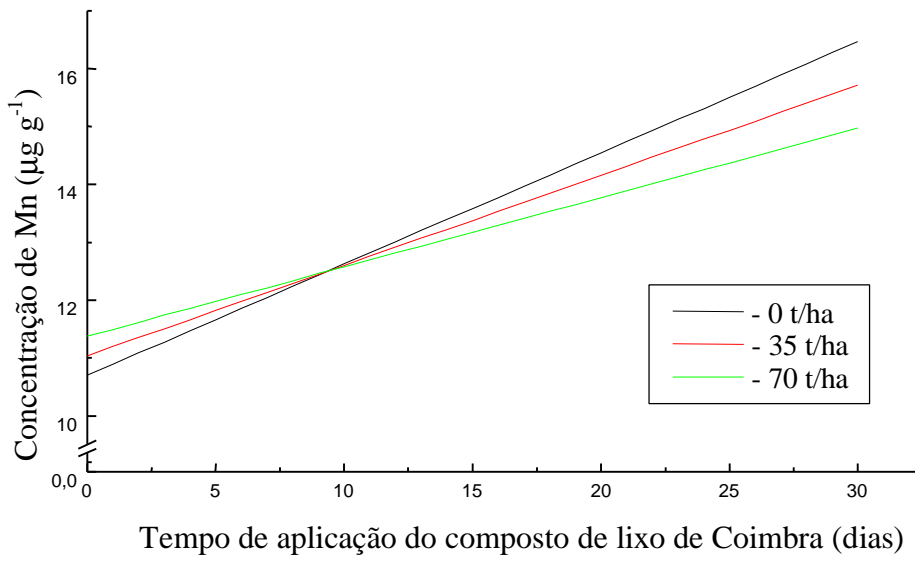


Figura 12 - Estimativa da concentração de Mn disponível em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos(B).

A



B

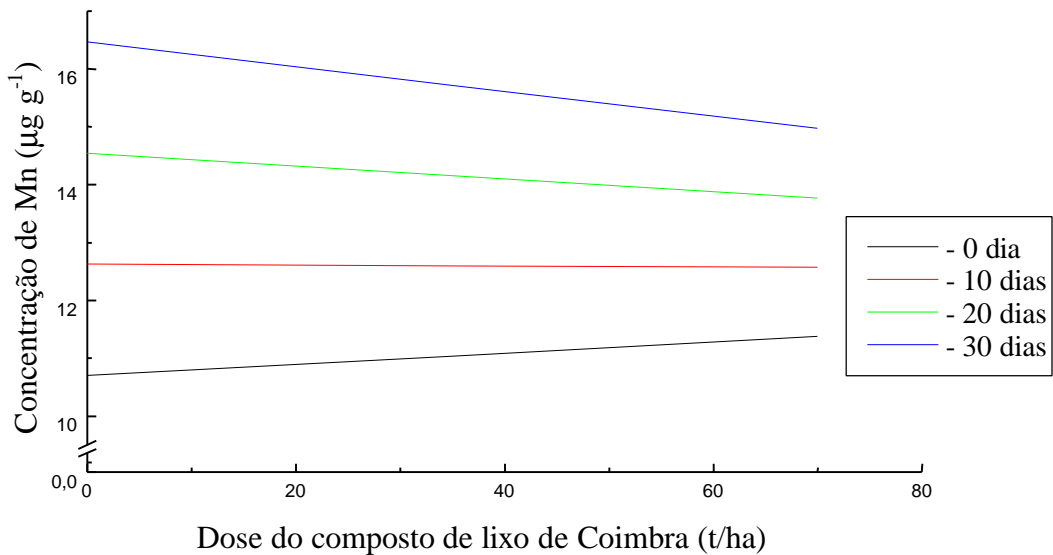


Figura 13 - Estimativa da concentração de Mn disponível em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

incremento; já nos tempos 20 e 30 dias, o aumento das doses causou redução na concentração de Mn disponível (Figura 13(B)). Sem aplicação do composto, a concentração foi maior do que quando se aplicou o composto de Coimbra. Esta redução foi pequena, variando de 1,0 a 1,2 vezes, calculadas a partir dos dados do Quadro 14.

São considerados disponíveis para as plantas o manganês solúvel, o trocável e o facilmente redutível (AUBERT e PINTA, 1977). A disponibilidade de Mn é afetada pelo pH do solo, diminuindo com a calagem. Há uma relação inversa entre o pH e o teor de matéria orgânica: quando a acidez aumenta, cresce o teor de matéria orgânica que pode complexar o Mn (MALAVOLTA, 1994). Nos solos ricos em matéria orgânica, a disponibilidade de manganês é menor (LUCAS e KNEZER, 1972). A toxidez de Mn pode se manifestar devido, provavelmente, à destruição da matéria orgânica que forma complexos com o Mn (AUBERT e PINTA, 1977).

A concentração de Mn disponível, extraído com DTPA, no solo sem tratamento (Quadro 3) era maior que a concentração no composto produzido em Coimbra (Quadro 4). Este fato pode ter feito com que o Mn disponível do solo fosse imobilizado pela matéria orgânica, diminuindo assim a concentração com a elevação das doses (Figura 13(B)). O tempo também influenciou a concentração de Mn disponível, uma vez que só depois de 20 dias de aplicação é que a concentração de Mn diminuiu.

Os dois compostos de lixo urbano estudados promoveram diferenças significativas a 5% de probabilidade, na concentração de Mn disponível (Quadro 14). Em todos os tratamentos onde houve aplicação de composto, o produto oriundo do Rio de Janeiro levou a concentrações mais elevadas de manganês no solo.

Como já discutido anteriormente, a concentração inicial de cada composto influenciou a concentração final encontrada no solo após os tratamentos, sendo a concentração de Mn disponível no composto de lixo do Rio de Janeiro duas vezes maior que a encontrada no composto de Coimbra (Quadro 4).

Quadro 14 – Valores médios das concentrações de Mn disponíveis ($\mu\text{g g}^{-1}$), para cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	11,05 a	11,49 a	15,18 a	15,83 a
Coimbra	10,95 a	11,77 a	15,47 a	16,06 a
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	13,85 a	14,11 a	15,86 a	17,01 a
Coimbra	11,14 b	12,19 b	14,73 b	15,63 b
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	15,40 a	15,62 a	16,48 a	17,41 a
Coimbra	11,37 b	12,90 b	13,10 b	15,23 b

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada dose de composto e para cada tempo de aplicação, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

de Pb disponível (Figura 14(B) e 15(B)). A aplicação do composto do Rio de Janeiro causou aumento de 2,2 a 4,4 vezes na concentração deste metal, sendo $3,26 \mu\text{g g}^{-1}$ a concentração máxima obtida quando se aplicaram 70 t/ha, 30 dias antes do plantio. A concentração de Pb aumentou de 1,6 a 4,2 vezes, pela utilização do composto de Coimbra, atingindo a concentração máxima de $2,99 \mu\text{g g}^{-1}$, quando se aplicaram 70 t/ha 30 dias antes do plantio.

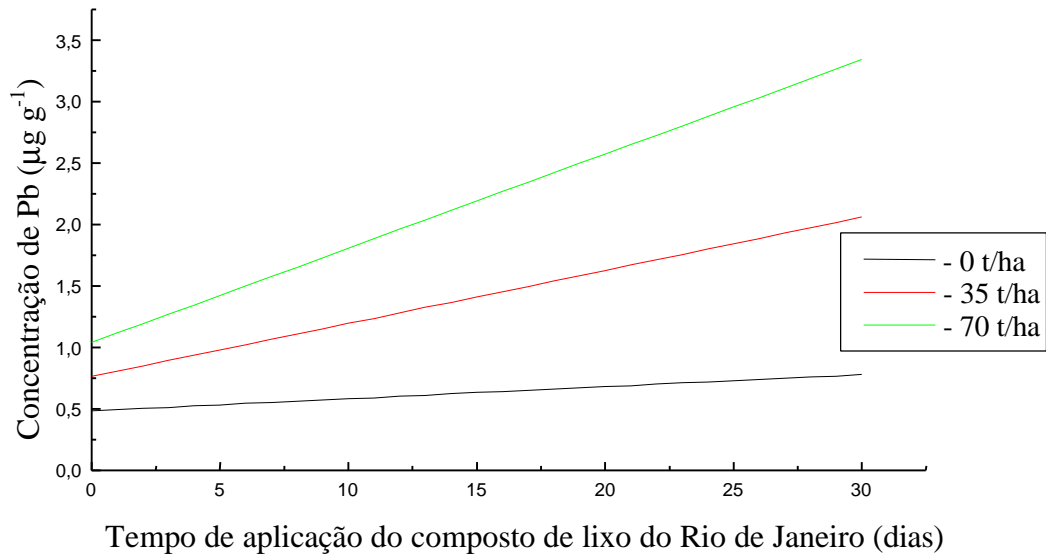
Entre os principais fatores que influenciam a disponibilidade do chumbo, têm-se: (1) textura – quando aumenta o teor de argila, cresce a CTC e a fixação do Pb; (2) pH – provavelmente o fator mais importante que influencia a solubilidade, mobilidade e disponibilidade; a toxidez de Pb é inversamente proporcional ao pH, pois ao elevar-se o pH, o chumbo pode ser precipitado como hidróxido, fosfato ou carbonato, e a formação de complexos com a matéria orgânica é favorecida; (3) matéria orgânica – a fixação pela matéria orgânica pode ser mais importante que a precipitação por carbonato ou que a adsorção por óxidos hidratados (MALAVOLTA, 1994).

Em solos ácidos, o Pb encontra-se principalmente na forma catiônica e, em parte, como complexos orgânicos. Em solos neutros, os complexos são dominantes (LOGAN e CHANEY, 1983).

O chumbo forma complexos estáveis com a matéria orgânica (MORTVEDT et al., 1991). Provavelmente por isso, o incremento do chumbo disponível no solo devido aos compostos não foi muito grande, principalmente se comparado ao do zinco. COSTA (1994) observou que, aumentando-se as doses de composto de lixo ao solo, houve incremento na concentração de Pb disponível. Pela aplicação de 0, 21 e 42 t/ha de composto de lixo ao solo, a concentração de Pb não diferiu entre os tratamentos (GENEVINI et al., 1991).

Como as concentrações de Pb disponíveis nos compostos estudados são maiores que a concentração do solo (Quadros 3 e 4), a aplicação destes leva ao aumento da concentração de Pb na mistura final (Figuras 13 e 14). Da mesma forma o composto que apresentou maior concentração de chumbo levou ao maior incremento no solo (Quadro 15).

A



B

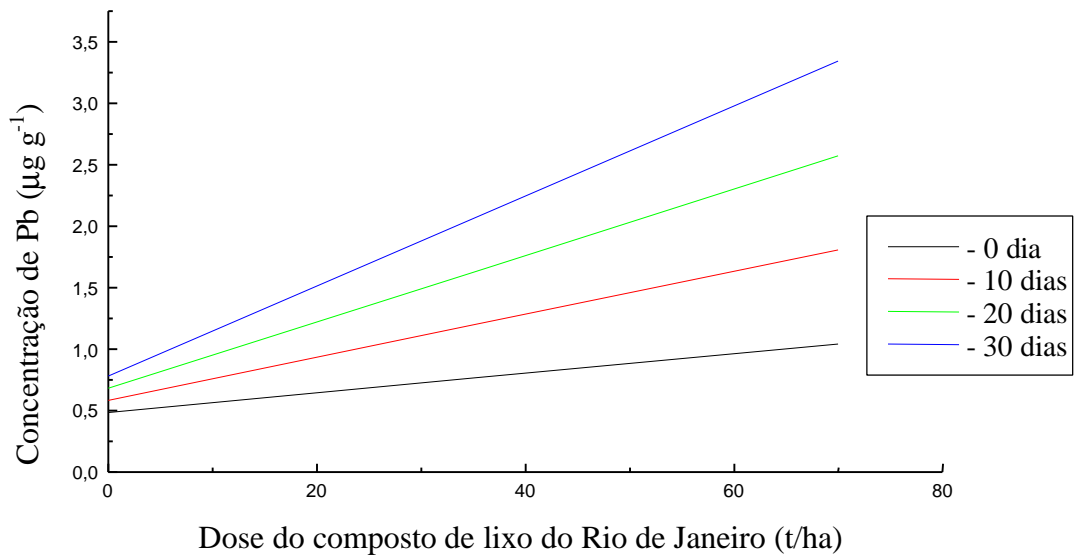
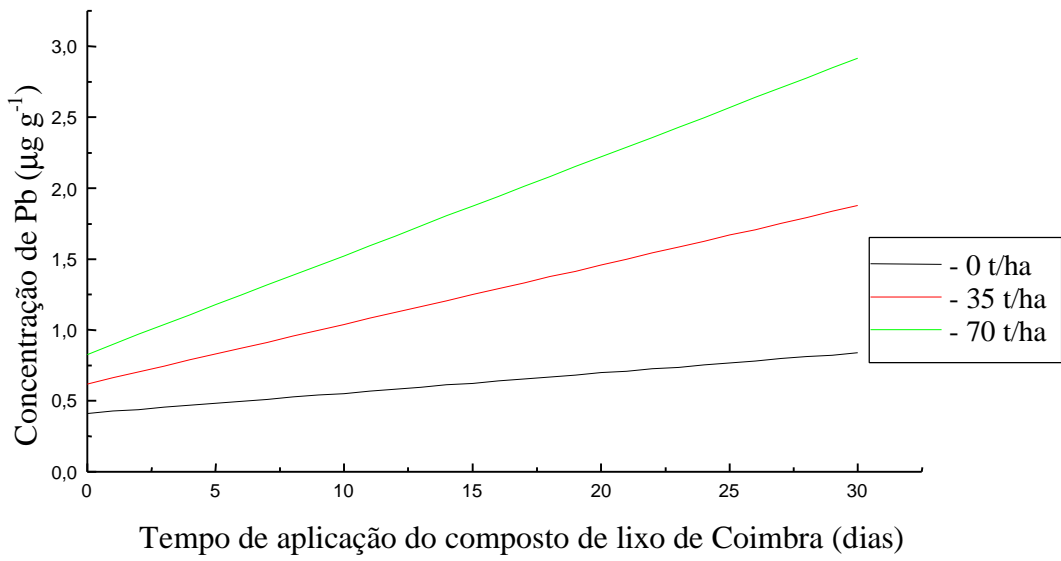


Figura 14 - Estimativa da concentração de Pb disponível em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

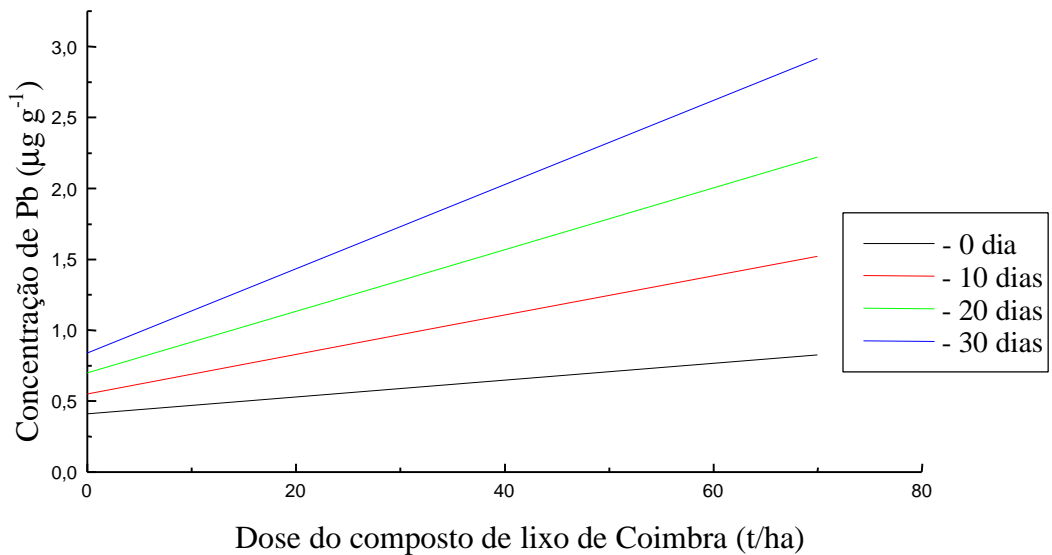


Figura 15 - Estimativa da concentração de Pb disponível em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos(B).

Os compostos utilizados causaram diferenças significativas, a 5% de probabilidade, na concentração de chumbo disponível no solo, em alguns tratamentos, principalmente naqueles em que houve a aplicação de 70 t/ha de composto (Quadro 15).

As concentrações de metais pesados nos compostos de lixo são função da qualidade do material usado para produzi-los e do método de compostagem adotado, que depende das características físicas do material (SMITH, 1992). A diversidade de materiais encontrados no lixo produzido em capitais é bem maior que o de cidades menores. Isto leva a maior contaminação dos compostos produzidos em cidades de grande porte.

Quadro 15 – Valores médios das concentrações de Pb disponíveis ($\mu\text{g g}^{-1}$), para cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	0,45 a	0,56 a	0,63 a	0,74 a
Coimbra	0,41 a	0,56 a	0,60 a	0,72 a
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	0,97 a	1,06 a	1,70 a	2,22 a
Coimbra	0,67 b	0,95 a	1,65 a	2,13 a
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	0,98 a	1,79 a	2,58 a	3,26 a
Coimbra	0,96 a	1,46 b	1,88 b	2,99 b

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para dose de composto e para cada tempo de aplicação, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.3.5 . Níquel

De acordo com os dados da análise de variância (Quadro 10), a concentração de Ni disponível no solo foi afetada pelos fatores composto, dose de composto e tempo de aplicação do composto e pelas interações dose x composto, tempo x composto, dose x tempo e dose x tempo x composto.

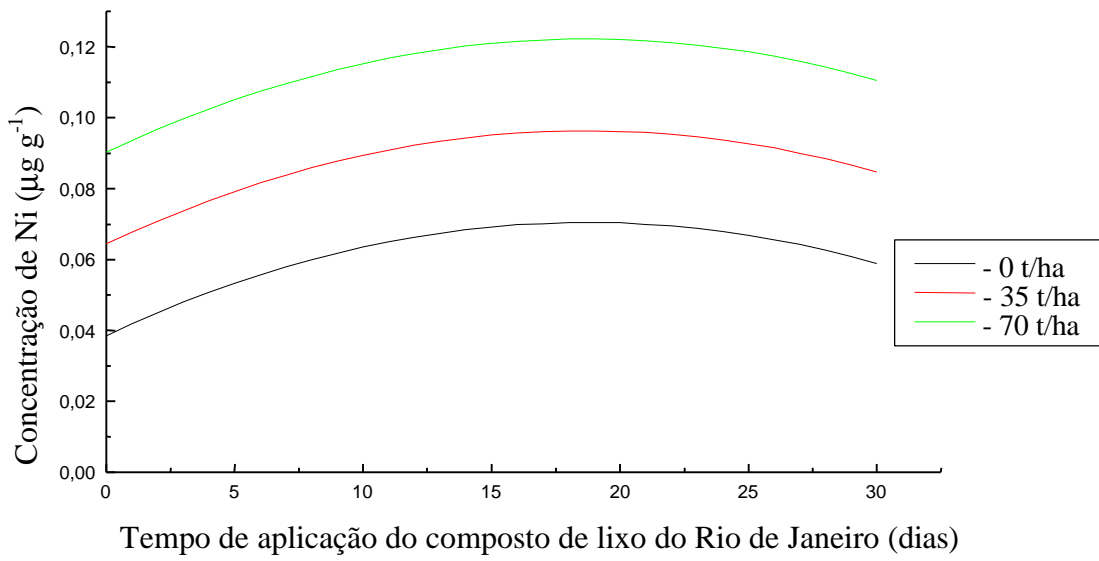
Foram ajustados modelos de regressão para explicar o efeito das doses e do tempo para os compostos utilizados (Quadro 11).

Com a fixação das doses, o modelo quadrático para o tempo foi o que melhor se ajustou para o composto do Rio de Janeiro. A concentração de Ni disponível na mistura solo + composto aumentou de zero até o tempo estimado de 18,7 dias e depois começou a diminuir até o tempo máximo estudado de 30 dias (Figura 16(A)). Em relação ao fator dose, para tempos fixos, observou-se aumento linear na concentração de Ni disponível (Figura 16(B)). A concentração máxima de Ni disponível causada pelos tratamentos foi de $0,122 \mu\text{g g}^{-1}$, com a aplicação de 70 t/ha, 18,7 dias antes do plantio. A concentração deste metal aumentou de 1,1 a 2,5 vezes, utilizando-se este composto.

GAYNOR e HALSTEAD (1976) observaram que a adição de lodo de esgoto a três diferentes solos aumentou as concentrações de Cd, Cu, Pb e Zn (extraídos por DTPA), entretanto as concentrações de Co, Cr e Ni extraídos permaneceram estáveis.

O modelo que melhor se ajustou para explicar os efeitos do tempo para doses fixas e das doses para tempos fixos, quando da utilização do composto de lixo de Coimbra, foi linear para ambos os fatores. Houve pequena elevação na concentração de Ni disponível, em razão do aumento no tempo de aplicação do composto, e elevação mais acentuada, em vista da elevação das doses aplicadas (Figuras 17(A e B)). A concentração deste metal disponível no solo aumentou de 1,2 a 1,6 vez, em relação à testemunha, sendo a concentração máxima de $0,105 \mu\text{g g}^{-1}$, relativa ao tempo de 30 dias e à dose de 70 t/ha.

A



B

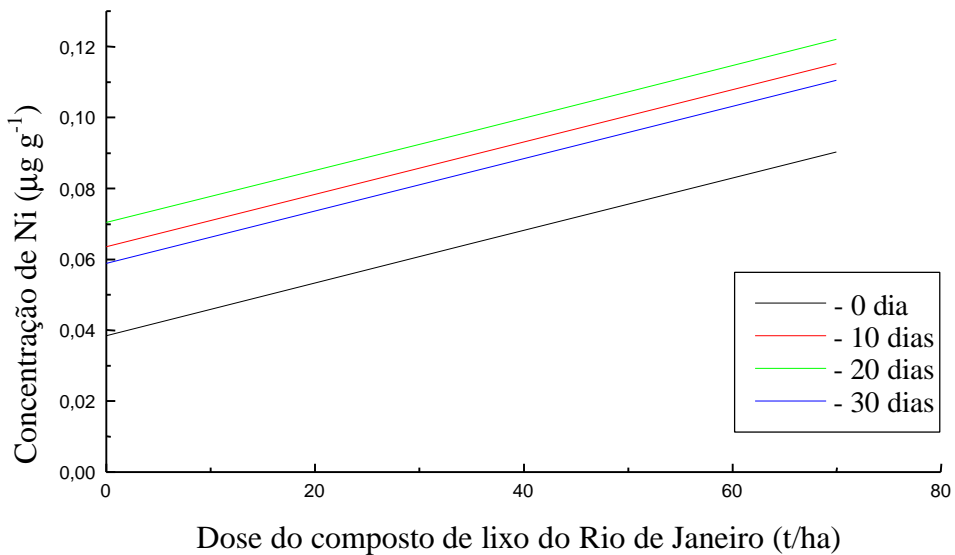
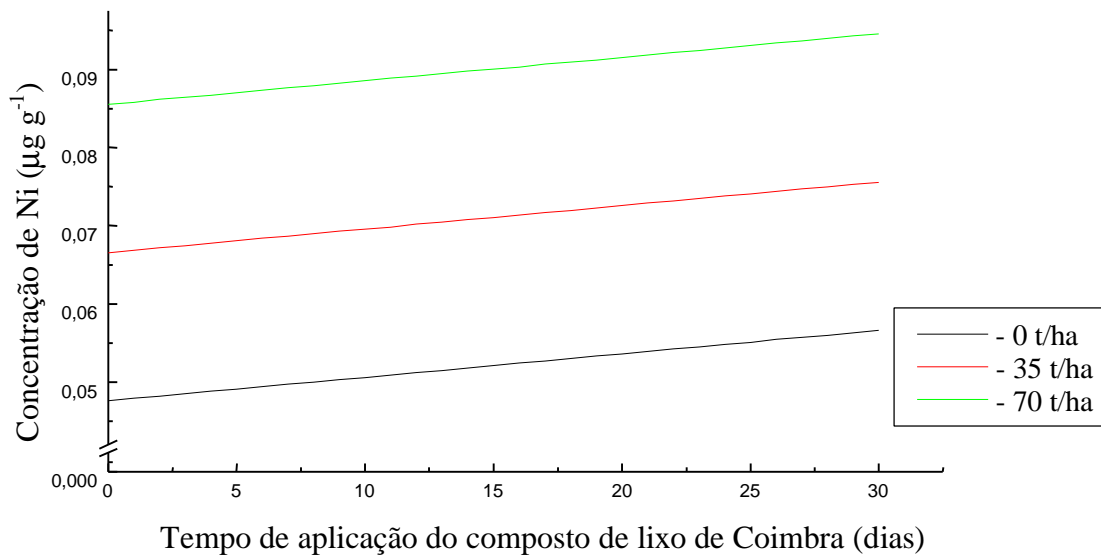


Figura 16 - Estimativa da concentração de Ni disponível em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

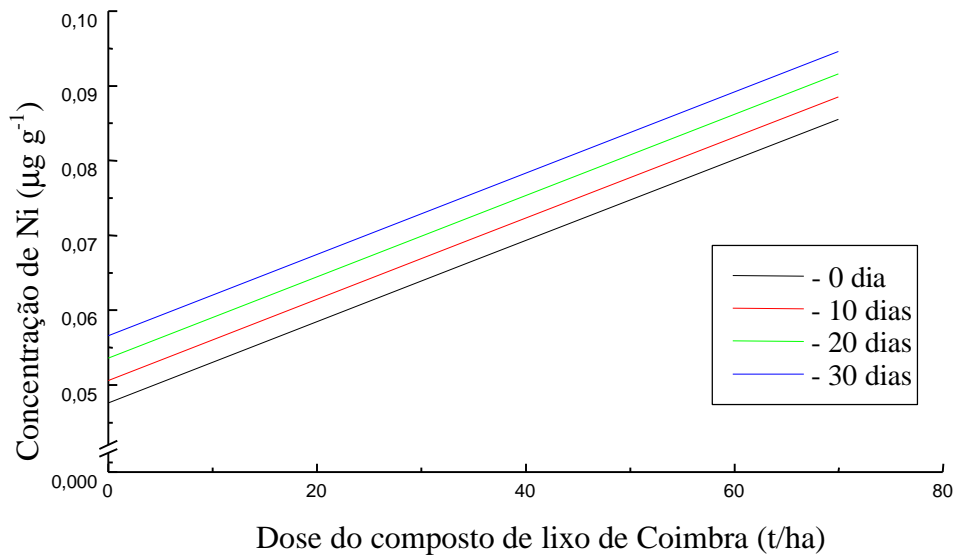


Figura 17 - Estimativa da concentração de Ni disponível em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

Como para os outros metais estudados, a disponibilidade de Ni é inversamente proporcional ao pH. A matéria orgânica, dependendo de sua natureza, pode fixar ou mobilizar o Ni.

A adição de matéria orgânica ao solo, aumentando a capacidade de troca iônica, torna o Ni menos disponível (ADRIANO, 1986). Em contraste, a matéria orgânica dissolvida ou coloidal pode formar complexos solúveis (MALAVOLTA, 1994).

A redução na concentração de Ni após 20 dias de aplicação do composto do Rio de Janeiro pode ser devida a uma predominância maior na formação de complexos insolúveis, apesar de o pH do meio estar mais ácido.

As concentrações de Ni nos compostos de lixo utilizados (Quadro 4) não foram altas, o que provocou apenas pequeno aumento na concentração final da mistura solo + composto.

Pelo Quadro 16, verifica-se que nem todos os tratamentos causaram diferenças significativas a 5% de probabilidade, quando o fator estudado foi o composto. Em todos os casos onde houve esta diferença, o composto de lixo do Rio de Janeiro foi o que causou o maior incremento na concentração de Ni disponível no solo. Isso ocorreu pelo mesmo motivo já discutido anteriormente com relação aos outros metais.

4.4 . Concentração de metais pesados na parte aérea

De acordo com os dados do resumo das análises de variância (Quadro 17), a concentração de Zn na parte aérea foi influenciada pelos fatores composto, dose de composto e tempo de aplicação do composto e pelas interações destes fatores, exceto a interação dose x tempo, que não foi significativa. Já as concentrações de Cu, Mn e Ni foram afetadas significativamente por todos os fatores e todas as interações estudadas. A concentração de Pb na parte aérea só não sofreu influência significativa da interação tempo x composto.

Como a interação dos três fatores foi significativa para todos os metais na parte aérea, realizou-se a análise de regressão dos fatores dose x tempo para cada composto individualmente.

Quadro 16 – Valores médios das concentrações de Ni disponíveis ($\mu\text{g g}^{-1}$), para cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	0,054 a	0,055 a	0,056 a	0,069 a
Coimbra	0,053 a	0,055 a	0,051 a	0,065 a
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	0,059 a	0,078 a	0,106 a	0,086 a
Coimbra	0,061 a	0,068 a	0,068 b	0,056 b
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	0,085 a	0,122 a	0,139 a	0,095 a
Coimbra	0,080 a	0,094 b	0,097 b	0,105 a

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada dose de composto e para cada tempo de aplicação, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Com relação à concentração de Zn na parte aérea, o modelo que melhor se ajustou, tanto para o composto do Rio de Janeiro quanto para o de Coimbra, foi quadrático para o tempo quando se fixaram as doses e linear para as doses quando se fixaram os tempos (Quadro 18).

No caso do composto do Rio de Janeiro, embora a disponibilidade de Zn no solo tenha aumentado com o tempo para doses fixas (Figuras 8(A) e (9A)), as concentrações máximas de Zn na parte aérea foram obtidas nos tempos estimados de 16,9; 19,2 e 21,5 dias, respectivamente, para as doses de 0; 35; e 70 t/ha, decrescendo até o tempo máximo estudado de 30 dias (Figura 18(A)). A elevação das doses, nos tempos fixos, causou aumento na concentração de Zn, na parte aérea (Figura 18(B)). A concentração máxima estimada ($90,04 \mu\text{g g}^{-1}$) foi observada quando se aplicaram 70 t/ha, 21,5 dias antes do plantio (Figura 18(A)), e calculada com a equação para Zn na parte aérea do Quadro 18. A concentração correspondente de matéria fresca calculada foi de $4,88 \mu\text{g g}^{-1}$. Nas

Quadro 17 – Resumo da análise de variância das concentrações de Zn, Mn, Pb, Cu e Ni na parte aérea de alface

F. V.	G. L.	Quadrados médios				
		Zn	Cu	Mn	Pb	Ni
Bloco	3	752,6230	0,085620	1583,1320	0,600190	0,280446
Composto	1	1767,5950**	2,291686**	18928,5500**	11,606530**	9,402400**
Dose	2	7685,4880**	88,114760**	24683,2100**	47,903910**	14,264820**
Dose x composto	2	428,0928**	0,557312**	2915,8870**	4,226305**	0,182643**
Tempo	3	698,6021**	11,965040**	14833,6300**	4,586132**	4,323268**
Tempo x composto	3	162,8278**	0,098226**	141,5758**	0,055333 ^{ns}	0,099281**
Dose x tempo	6	48,3173 ^{ns}	0,407536**	165,4873**	0,659181**	0,347813**
Dose x tempo x composto	6	58,8489*	0,201152**	96,8891**	0,341052**	0,071368**
Resíduo	69	26,0228	0,022882	18,2224	0,032248	0,009535
C. V. (%)		8,64	1,79	2,50	5,32	4,35

** F significativo a 1% de probabilidade.

* F significativo a 5% de probabilidade.

ns F não-significativo a 5% de probabilidade.

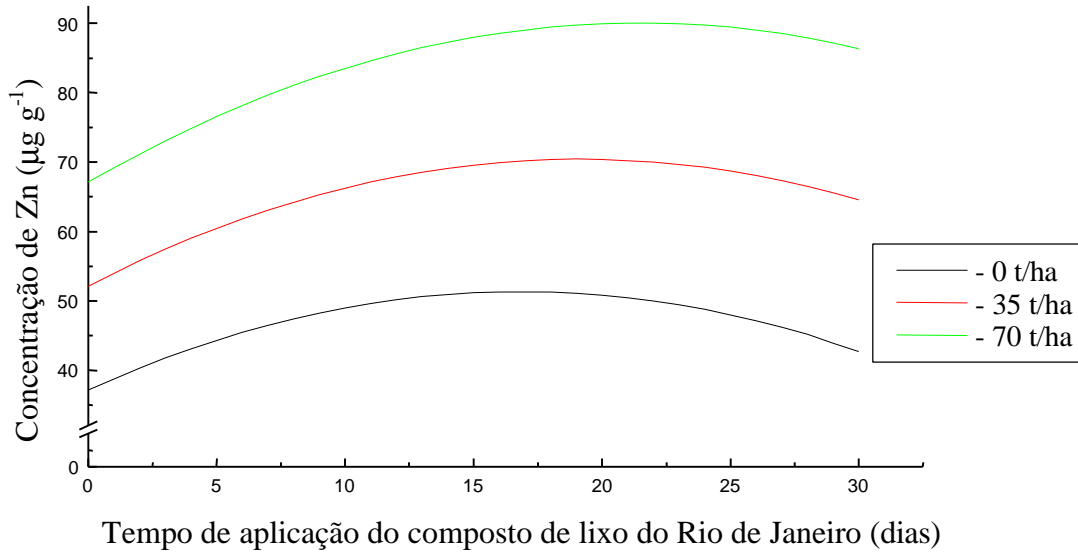
Quadro 18 – Equações de regressão ajustadas e coeficientes de determinação das concentrações de Zn, Cu, Mn, Pb e Ni na parte aérea de alface, em função das doses de composto orgânico de lixo (DOS) e dos tempos de aplicação (TP), para os compostos do Rio de Janeiro (C. RJ) e de Coimbra (C. Cb)

Var. dependente	Equação	R ²
ZnPA (C. RJ)	$Y = 37,1382 + 0,427691^{**}DOS + 1,6824^{**}TP - 0,0499023^{**}TP^2 + 0,00654735^{**}DOSxTP$	0,91
ZnPA (C. Cb)	$Y = 39,2207 + 0,33162^{**}DOS + 0,716247^{**}TP - 0,0195377^{**}TP^2$	0,95
CuPA (C. RJ)	$Y = 6,13634 + 0,0478337^{**}DOS + 0,0516538^{**}TP$	0,97
CuPA (C. Cb)	$Y = 6,05444 + 0,0421634^{**}DOS + 0,0144113^{*}TP + 0,00106665^{**}TP^2 + 0,000298398^{**}DOSxTP$	0,97
MnPA (C. RJ)	$Y = 122,51 + 1,02913^{**}DOS + 1,75775^{**}TP$	0,94
MnPA (C. Cb)	$Y = 116,591 + 0,344754^{**}DOS + 0,79093^{**}TP + 0,0298903^{**}TP^2 + 0,0111044^{**}DOSxTP$	0,99
PbPA (C. RJ)	$Y = 2,19222 + 0,0314527^{**}DOS - 0,023689^{**}TP + 0,000943845^{**}TP^2 + 0,000866276^{**}DOSxTP$	0,97
PbPA (C. Cb)	$Y = 1,8322 + 0,0205053^{**}DOS + 0,0205837^{**}TP + 0,000321559^{**}DOSxTP$	0,97
NiPA (C. RJ)	$Y = 1,4738 + 0,014135^{**}DOS + 0,0504385^{**}TP - 0,00117385^{**}TP^2 + 0,000462295^{**}DOSxTP$	0,97
NiPA (C. Cb)	$Y = 1,00491 + 0,0121648^{**}DOS + 0,021991^{**}TP + 0,000324761^{**}DOSxTP$	0,98

** Significativo a 1% de probabilidade, pelo teste t.

* Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste t.

A



B

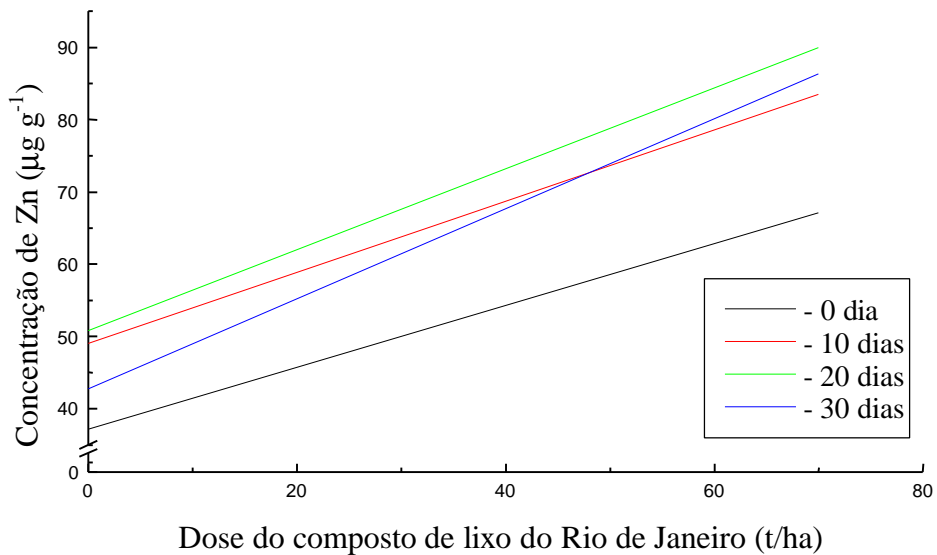
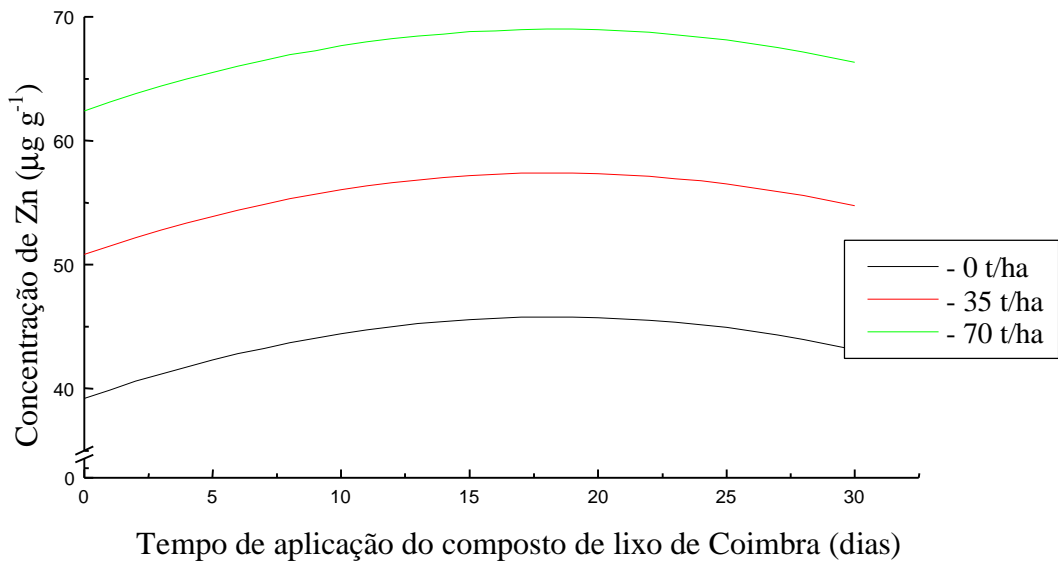


Figura 18 - Estimativa da concentração de Zn na parte aérea de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

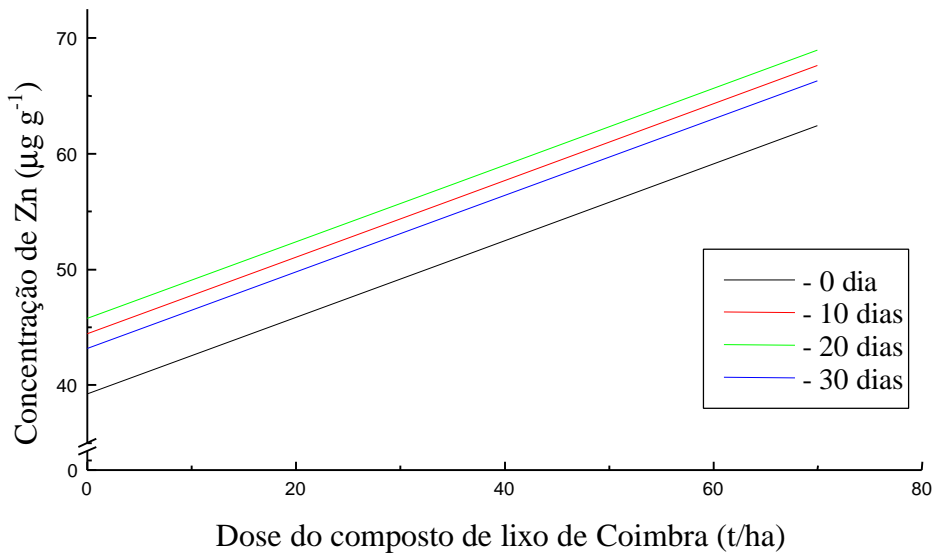


Figura 19 - Estimativa da concentração de Zn na parte aérea de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos(B).

condições ótimas de produção de matéria seca (70 t/ha e 14,9 dias), a concentração de Zn foi de 87,91 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Com a utilização do composto de lixo de Coimbra, a concentração de Zn aumentou até o tempo estimado de 18,3 dias para todas as doses e depois diminuiu até o tempo de 30 dias (Figura 19(A)). A concentração máxima calculada foi de 69,00 $\mu\text{g g}^{-1}$, obtida com o tempo de 18,3 dias, aplicando-se 70 t/ha, uma vez que quando se fixou o tempo, a concentração deste elemento aumentou com o aumento das doses de composto aplicadas (Figura 19(B)). Na matéria fresca, a concentração máxima correspondente foi de 3,61 $\mu\text{g g}^{-1}$.

O teor máximo de zinco permitido em alimentos é de 50 $\mu\text{g g}^{-1}$ na matéria fresca, de acordo com a legislação brasileira (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DE ALIMENTAÇÃO-ABIA, 1985).

Na matéria seca, a concentração de 68,99 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Zn na parte aérea foi obtida para as condições ótimas de produção, com o composto de lixo de Coimbra (70 t/ha e 19,1 dias).

Altos níveis de P podem diminuir a absorção de Zn pelas plantas, devido à interação antagônica Zn-P. Interações com outros nutrientes também podem diminuir essa absorção, como Zn-Fe, Zn-Cu, Zn-N e Zn-Ca (ALLOWAY, 1993). BATAGLIA (1988) e ROOT et al. (1975) observaram redução na absorção de Zn pelas plantas em resposta a níveis elevados de Cd e P. BOWEN (1969) e SCHMID et al. (1965) mostraram que íons Cu^{2+} inibem fortemente a absorção de íons Zn^{2+} e sugeriram que estes cátions competem pelo mesmo sítio transportador. Essas interações são provavelmente as causas da redução na absorção de Zn, com o aumento do tempo de aplicação dos compostos. A redução no pH conduz também ao aumento nas concentrações desses elementos, que inibem a absorção de Zn.

As concentrações críticas de deficiência de Zn na parte aérea de plantas encontram-se entre 15 e 30 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca (MARSCHNER, 1986), e as concentrações críticas de toxidez situa-se entre 200 e 500 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca, dependendo da espécie e idade da planta (MORTVEDT et al., 1991). Segundo FURLANI et al. (1978), cultivares de alface bem nutridos acumularam de 94 a

116 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Zn na matéria seca foliar. Dessa forma, a redução na produção com o aumento do tempo de aplicação pode, em parte, ser devida à redução na absorção de Zn. A deficiência de Zn diminuiu a expansão das folhas, reduzindo o crescimento das plantas (MORTVEDT et al., 1991)

Os compostos utilizados promoveram diferenças significativas, a 5% de probabilidade, nas concentrações de Zn, Cu, Mn, Pb e Ni na parte aérea da alface, na maioria dos tratamentos aplicados. Observaram-se as maiores concentrações dos elementos em questão, quando se aplicou o composto de lixo do Rio de Janeiro (Quadros 19, 20, 21, 22 e 23). Na caracterização dos compostos (Quadro 4), notou-se que o composto do Rio de Janeiro apresentou concentrações mais elevadas de todos os metais estudados (total e disponível) que as do composto produzido em Coimbra. Após a aplicação no solo, as concentrações disponíveis desses metais foram maiores pela utilização do composto do Rio de Janeiro. Assim, a sua contribuição com esses elementos para a absorção pelas plantas também foi maior.

A concentração de Cu na parte aérea aumentou linearmente com o tempo para doses fixas e com as doses para tempos fixos (Figuras 20(A e B)), ajustando-se melhor o modelo linear, para o composto do Rio de Janeiro (Quadro 18). A concentração máxima foi 10,86 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca, no tempo de 30 dias e dose de 70 t/ha, o que corresponde a 0,58 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria fresca.

Para o composto de lixo produzido em Coimbra, o modelo que melhor se ajustou foi o linear para dose com tempos fixos e o quadrático para o tempo com doses fixas (Quadro 18). Com o aumento do tempo de aplicação, ocorreu aumento na concentração de Cu na parte aérea (Figura 21(A)). Pela Figura 21(B), observou-se aumento linear da concentração de Cu na parte aérea, em função da elevação da dose do composto de Coimbra, em todos os tempos estudados.

A menor concentração de Cu foi obtida no tratamento onde não houve aplicação de composto, no tempo zero e a maior (10,79 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca) quando se aplicaram 70 t/ha do composto, 30 dias antes do plantio. Essa

Quadro 19 - Valores médios das concentrações de Zn na matéria seca da parte aérea de alface, para cada composto ($\mu\text{g g}^{-1}$), nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	36,07 a	43,67 a	44,87 a	42,98 a
Coimbra	35,82 a	42,77 a	44,49 a	43,61 a
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	58,89 a	72,67 a	76,70 a	69,10 a
Coimbra	54,41 a	59,17 b	59,86 b	57,14 b
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	63,00 a	77,45 a	94,48 a	79,91 a
Coimbra	62,53 a	65,35 b	68,50 b	63,17 b

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada dose de composto e para cada tempo de aplicação, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Quadro 20 – Valores médios das concentrações de Cu na matéria seca da parte aérea de alface ($\mu\text{g g}^{-1}$), para cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	6,19 a	6,35 a	6,99 a	7,49 a
Coimbra	6,10 a	6,39 a	6,92 a	7,14 b
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	8,12 a	8,45 a	9,26 a	9,77 a
Coimbra	7,49 b	7,53 b	8,34 b	9,80 a
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	9,31 a	9,83 a	10,41 a	10,86 a
Coimbra	8,99 b	9,76 a	10,07 b	10,79 a

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada dose de composto e para cada tempo de aplicação, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Quadro 21 – Valores médios das concentrações de Mn na matéria seca da parte aérea de alface ($\mu\text{g g}^{-1}$), para cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	122,31 a	134,20 a	143,19 a	173,45 a
Coimbra	117,20 a	123,56 b	139,92 a	166,50 b
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	163,09 a	185,85 a	208,68 a	226,68 a
Coimbra	130,80 b	147,49 b	170,69 b	195,27 b
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	192,04 a	208,90 a	222,39 a	237,98 a
Coimbra	138,19 b	158,65 b	182,64 b	210,86 b

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada dose de composto e para cada tempo de aplicação, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Quadro 22 – Valores médios das concentrações de Pb na matéria seca da parte aérea de alface ($\mu\text{g g}^{-1}$), para cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	2,14 a	2,19 a	2,34 a	2,51 a
Coimbra	1,86 b	1,96 a	2,23 a	2,36 a
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	3,21 a	3,39 a	3,46 a	3,82 a
Coimbra	2,66 b	2,64 b	3,45 a	3,66 a
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	4,53 a	4,81 a	5,58 a	6,71 a
Coimbra	3,25 b	3,79 b	3,91 b	4,55 b

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada dose de composto e para cada tempo de aplicação, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Quadro 23 – Valores médios das concentrações de Ni na matéria seca da parte aérea de alface ($\mu\text{g g}^{-1}$), para cada composto, nos diferentes tempos de aplicação e doses dos compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra aplicadas

Composto	Tempo de aplicação do composto (dias)			
	0	10	20	30
	0 t/ha			
Rio de Janeiro	1,59 a	1,71 a	1,91 a	2,06 a
Coimbra	1,02 b	1,19 b	1,38 b	1,62 b
	35 t/ha			
Rio de Janeiro	2,05 a	2,44 a	2,89 a	2,88 a
Coimbra	1,45 b	1,84 b	2,11 b	2,61 b
	70 t/ha			
Rio de Janeiro	2,28 a	3,37 a	3,74 a	3,78 a
Coimbra	1,81 b	2,25 b	2,88 b	3,03 b

As médias seguidas da mesma letra na coluna, para cada dose de composto e para cada tempo de aplicação, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

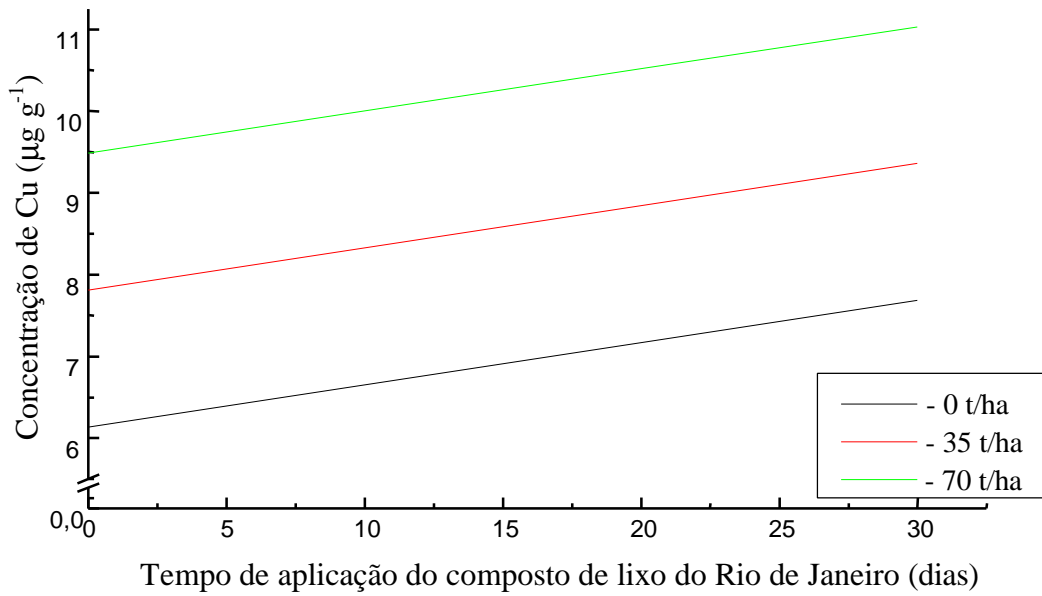
concentração corresponde a $0,56 \mu\text{g g}^{-1}$ de matéria fresca. A legislação brasileira para alimentos admite um limite máximo de Cu de $30 \mu\text{g g}^{-1}$ de matéria fresca (ABIA, 1985).

Nas condições ótimas de produção de matéria seca (70 t/ha e 14,9 dias para o composto do Rio de Janeiro; 70 t/ha e 19,1 dias para o composto de Coimbra), as concentrações calculadas de cobre na parte aérea de alface foram de $10,26 \mu\text{g g}^{-1}$ e $10,07 \mu\text{g g}^{-1}$ para os compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra, respectivamente.

SANTOS (1995) observou concentrações de Cu de 3,19 a $13,61 \mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca na parte aérea do cultivar Regina, verificando também o aumento da concentração com a elevação das doses de composto de lixo aplicadas.

A concentração crítica de deficiência de Cu em organismos vegetais esta na faixa de 1,0 a $3,5 \mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca, e a de toxidez na maioria das espécies de plantas é de 15 a $30 \mu\text{g g}^{-1}$ (ROBSON e REUTER, 1981). Em

A



B

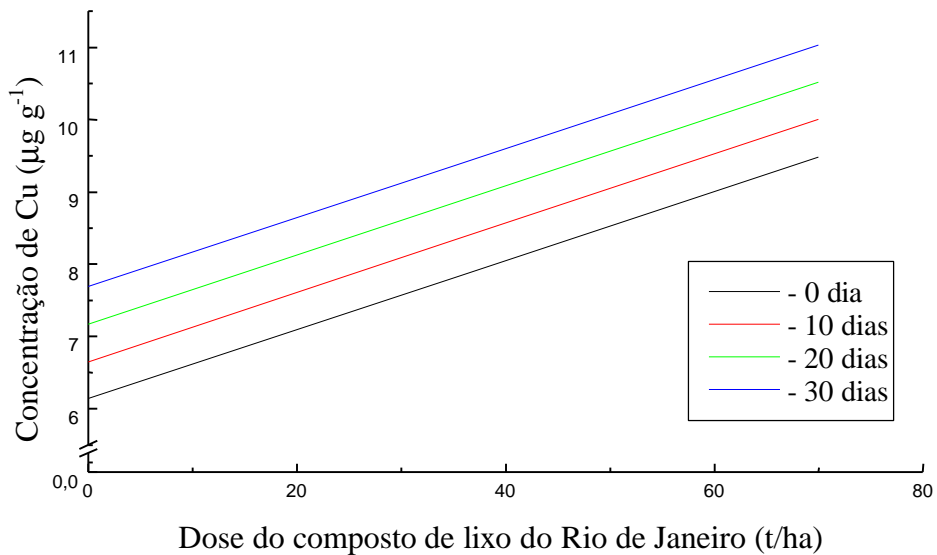
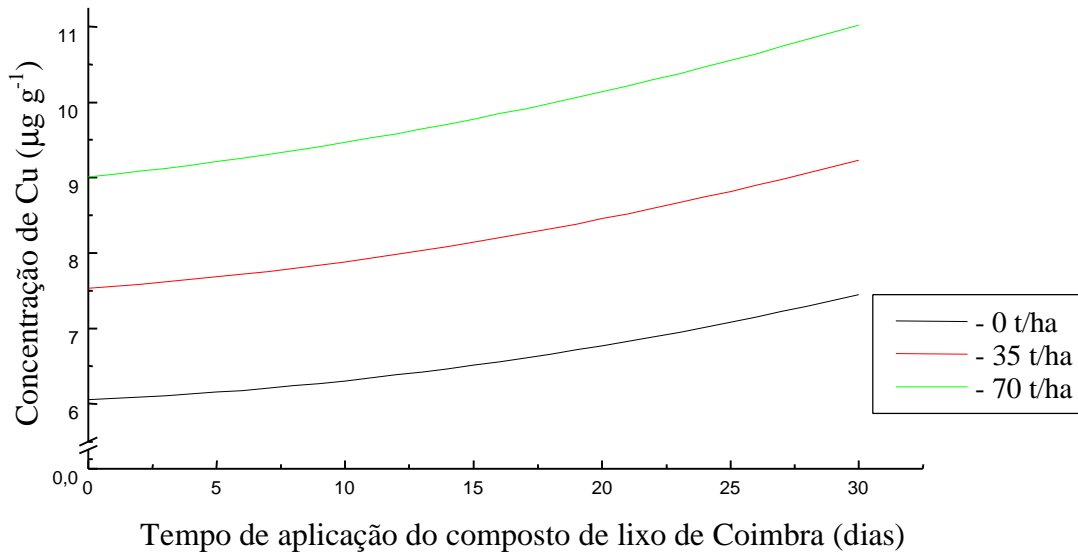


Figura 20 - Estimativa da concentração de Cu na parte aérea de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

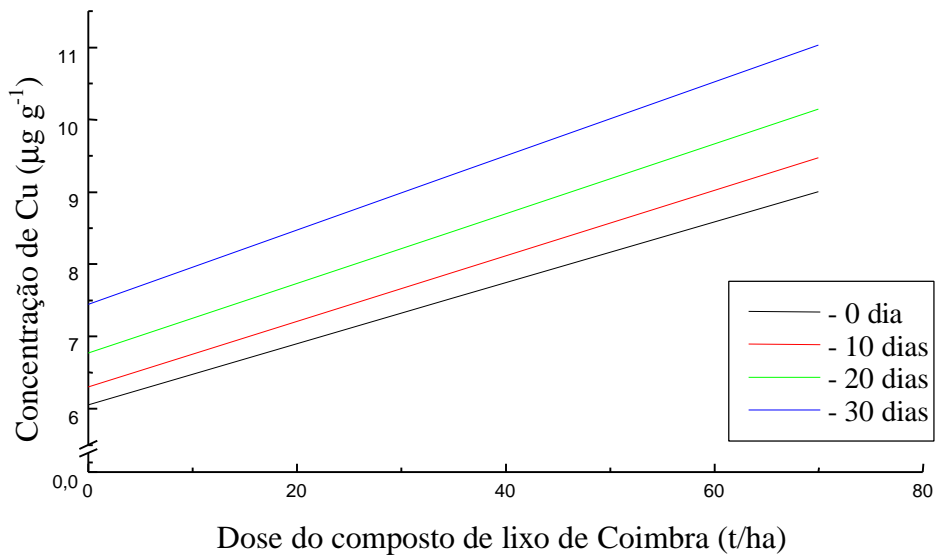


Figura 21 - Estimativa da concentração de Cu na parte aérea de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos(B).

matéria seca de alface, a concentração de Cu varia de 5,9 a 13,9 $\mu\text{g g}^{-1}$ (FURLANI et al., 1978).

A aplicação de 76,49 t/ha de composto ao solo para o cultivo de alface levou à concentração de cobre de 31,44 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca nas folhas desta planta e a sintomas de toxidez, como necrose nas margens das folhas (COSTA, 1994).

GAYNOR e HALSTEAD (1976) constataram aumento nas concentrações de Zn, Cu e Pb em folhas de alface, em virtude da aplicação de lodo de esgoto ao solo, que atingiram 68,2 $\mu\text{g g}^{-1}$; 10,6 $\mu\text{g g}^{-1}$; e 11,2 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. Os valores de Zn e Cu encontrados neste estudo estão de acordo com os obtidos por estes autores. Estes valores dependem muito das concentrações dos metais no composto ou lodo, do nível de maturação deste e do tipo de solo utilizado, o que dificulta comparações.

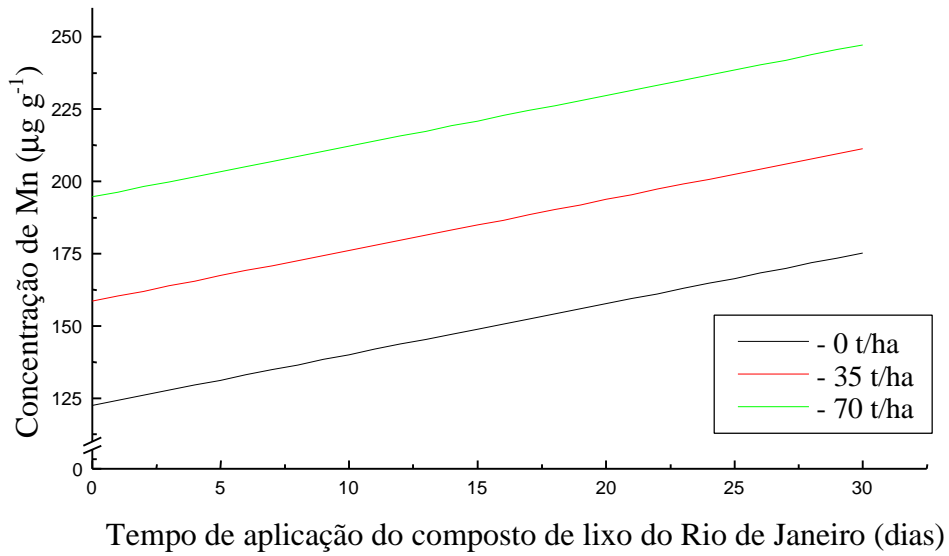
Tanto para o composto do Rio de Janeiro quanto para o de Coimbra, observou-se aumento na concentração de Mn na parte aérea, em função do tempo quando se fixaram as doses e em função destas quando se fixou aquele (Figuras 22(A e B), 23(A e B)). Para o composto oriundo do Rio de Janeiro, o modelo que melhor se ajustou foi o linear para os dois fatores e, para o composto de Coimbra, o quadrático para o tempo e linear para dose (Quadro 18).

As concentrações máximas de manganês para os dois compostos foram verificadas no tratamento onde se aplicaram 70 t/ha, 30 dias antes do plantio, sendo de 237,98 $\mu\text{g g}^{-1}$ e 210,86 $\mu\text{g g}^{-1}$ para os compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra, respectivamente. Essas concentrações de Mn na matéria seca correspondem a 12,90 $\mu\text{g g}^{-1}$ e 11,02 $\mu\text{g g}^{-1}$ na matéria fresca.

Não existem na legislação valores para a concentração máxima de Mn permitida em alimentos.

A deficiência de Mn depende da idade da planta e também da espécie, variando de 10 a 30 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca. Já a concentração crítica de toxidez varia por uma ampla faixa que vai de 100 a 650 $\mu\text{g g}^{-1}$ (MORTVEDT et al., 1991).

A



B

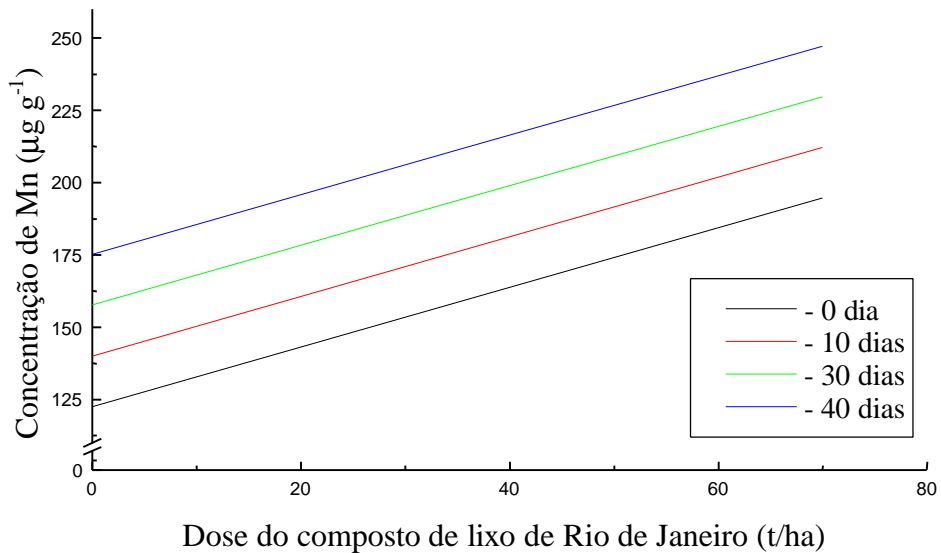
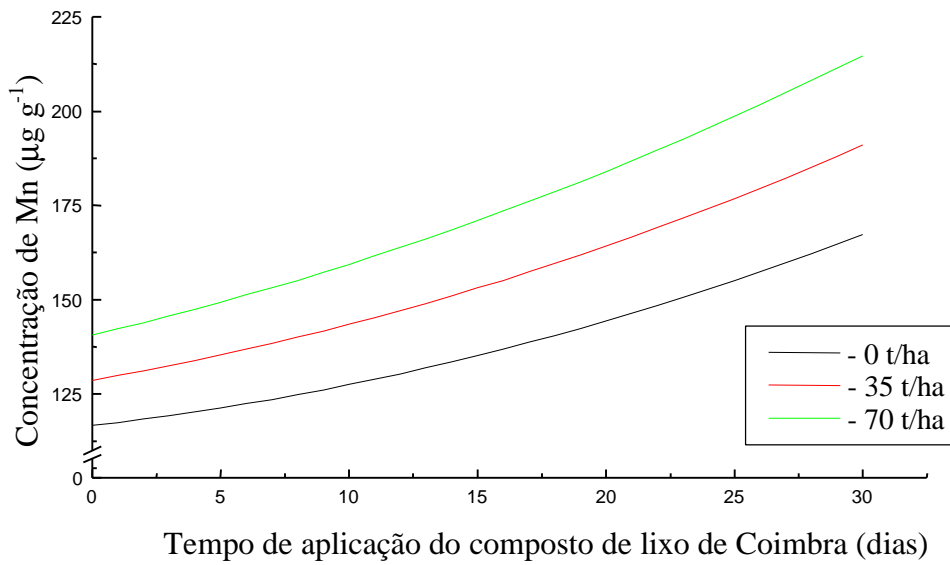


Figura 22 - Estimativa da concentração de Mn na parte aérea de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

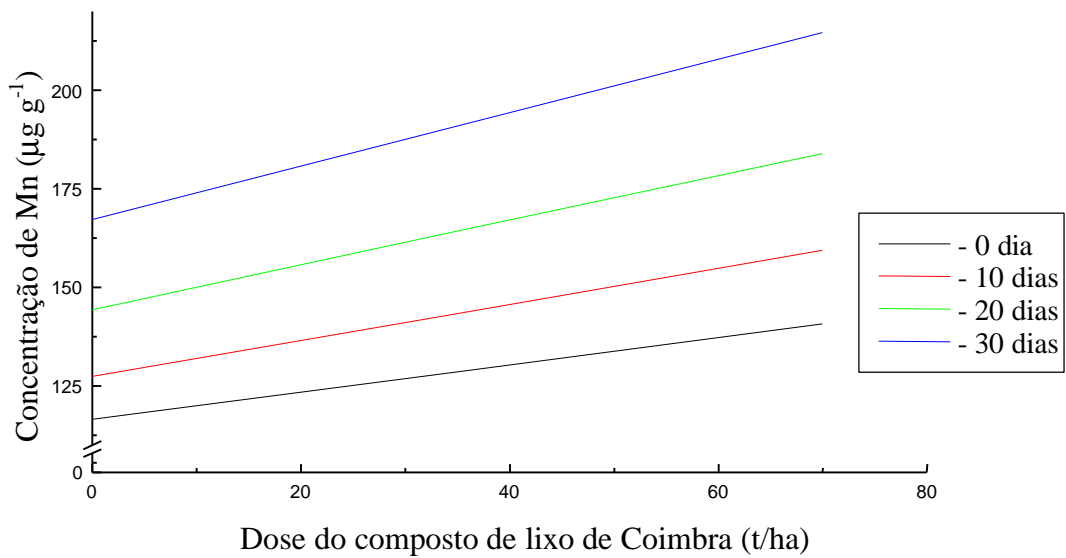


Figura 23 - Estimativa da concentração de Mn na parte aérea de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

FURLANI et al. (1978) encontraram concentrações de Mn na parte aérea da alface que variaram de 95 a 154 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca. Nas condições ótimas para produção de matéria seca, as concentrações de Mn na parte aérea foram 220,79 $\mu\text{g g}^{-1}$ e 181,45 $\mu\text{g g}^{-1}$ para os compostos do Rio de Janeiro e de Coimbra, respectivamente. Estas concentrações estão acima das observadas por outros autores, pelo fato de o solo e os compostos utilizados apresentarem concentrações elevadas de Mn (Quadros 3 e 4).

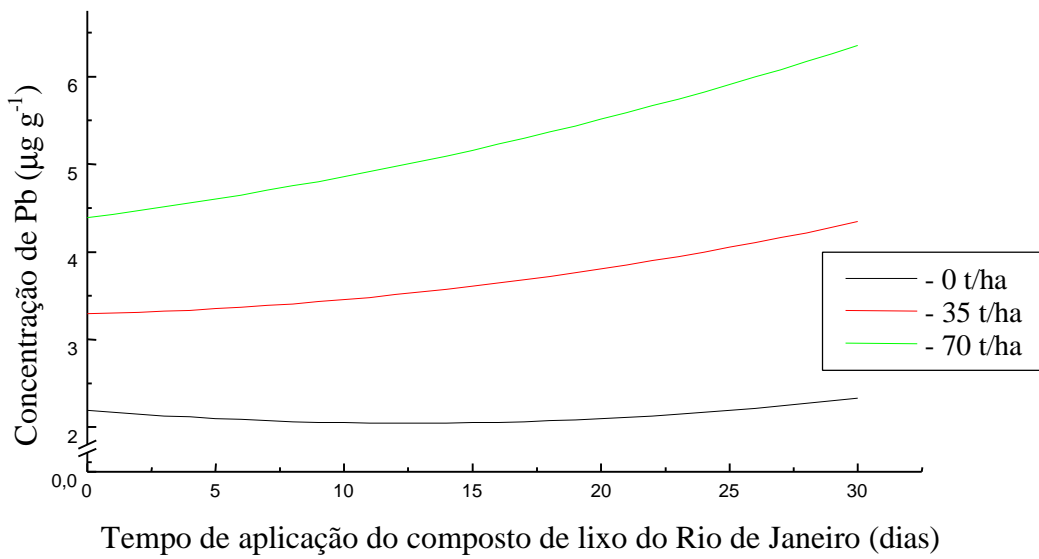
A concentração de Pb na parte aérea da alface aumentou ligeiramente em função do tempo de aplicação quando se fixaram as doses e mais acentuadamente, em função destas quando se fixou aquele. Isso ocorreu com os dois compostos estudados (Figuras 24(A e B), 25(A e B)). Os modelos que melhor se ajustaram em cada caso encontram-se no Quadro 18. No caso da matéria seca, a concentração máxima de chumbo na parte aérea, quando se aplicou o composto de lixo do Rio de Janeiro, foi 6,71 $\mu\text{g g}^{-1}$ no tratamento relativo a 30 dias antes do plantio, sendo aplicadas 70 t/ha deste composto. A concentração correspondente de matéria fresca foi de 0,36 $\mu\text{g g}^{-1}$. Para o composto produzido em Coimbra, a concentração máxima de Pb foi de 4,55 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca e 0,24 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria fresca, nas mesmas condições do composto do Rio de Janeiro.

COSTA (1994) observou aumento na concentração de Pb na parte aérea com a elevação das doses de composto e verificou concentrações de Pb de até 6,33 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca, cultivando alface em solo com aplicação de 90 t/ha de composto de lixo urbano. O teor de chumbo em plantas pode atingir 8 $\mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca, sem apresentar sintomas de toxidez (ROUSSEAU, 1988).

O limite máximo de tolerância de chumbo em alimentos frescos é de 0,50 $\mu\text{g g}^{-1}$ (ABIA, 1991). De acordo com DAVIS e CARLTON-SMITH (1984), o nível de chumbo encontrado normalmente em tecidos de plantas é de 3 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Nas condições para a máxima produção de matéria seca (70 t/ha e 14,9 dias para o composto do Rio de Janeiro e 70 t/ha e 19,1 dias para o composto de Coimbra), as concentrações de chumbo encontradas na parte aérea foram de 5,16

A



B

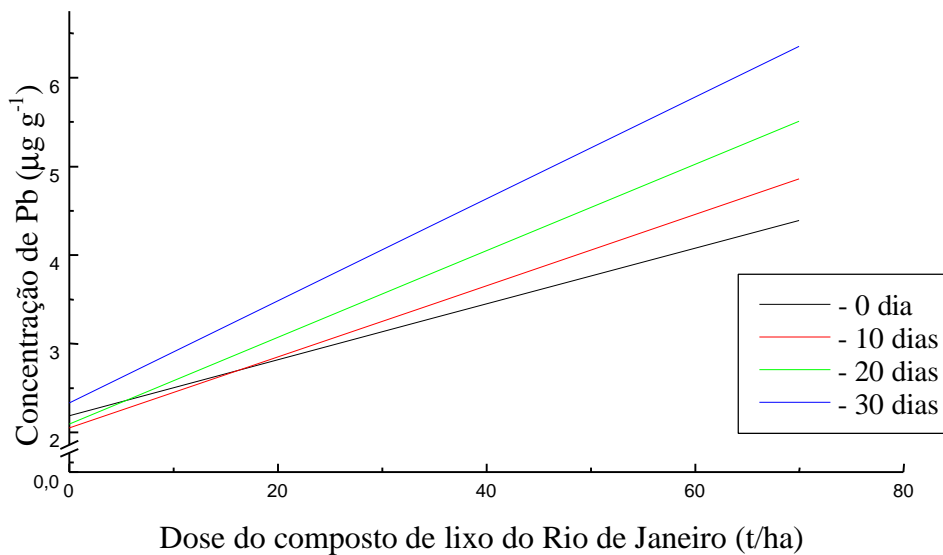
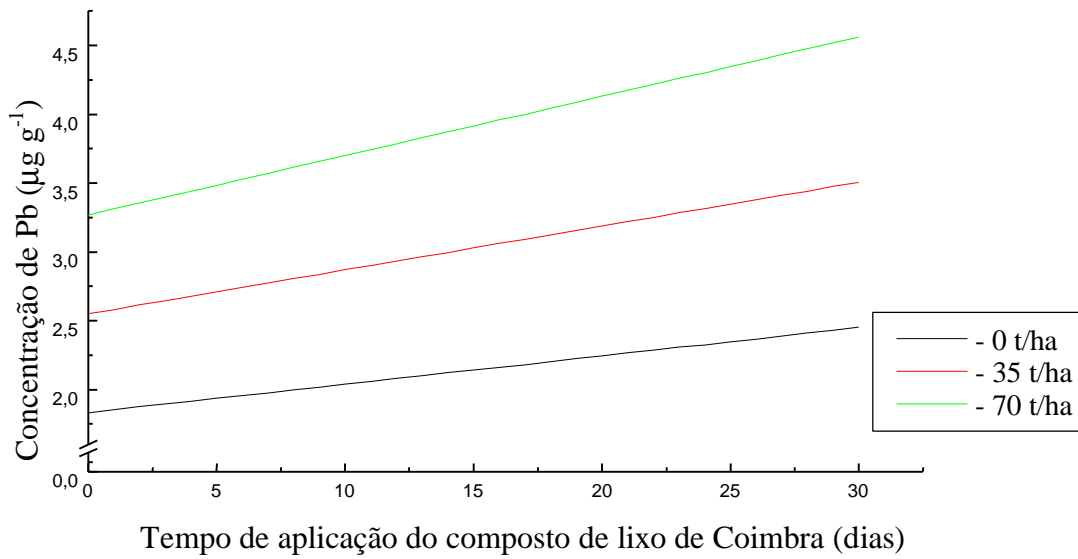


Figura 24 - Estimativa da concentração de Pb na parte aérea de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

A



B

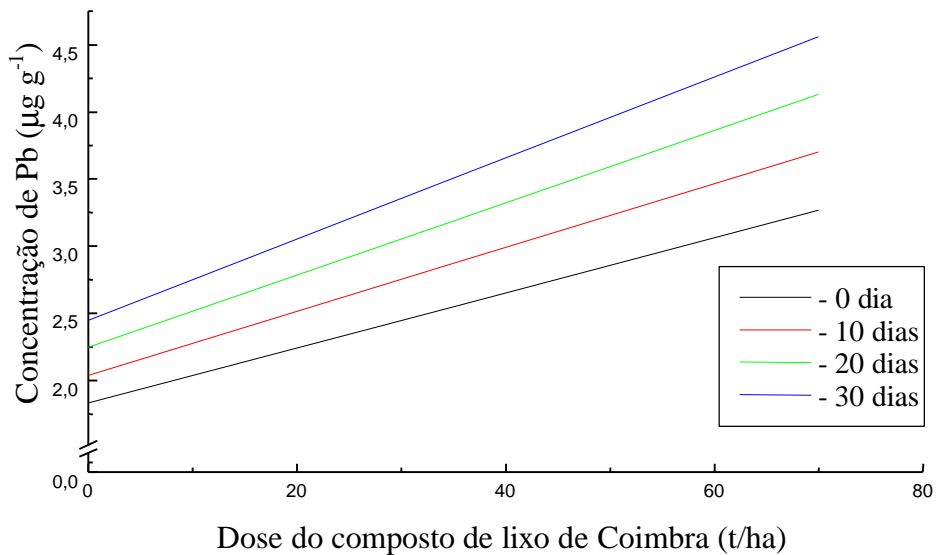


Figura 25 - Estimativa da concentração de Pb na parte aérea de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

$\mu\text{g g}^{-1}$ e $4,09 \mu\text{g g}^{-1}$, para os compostos de lixo do Rio de Janeiro e de Coimbra, respectivamente.

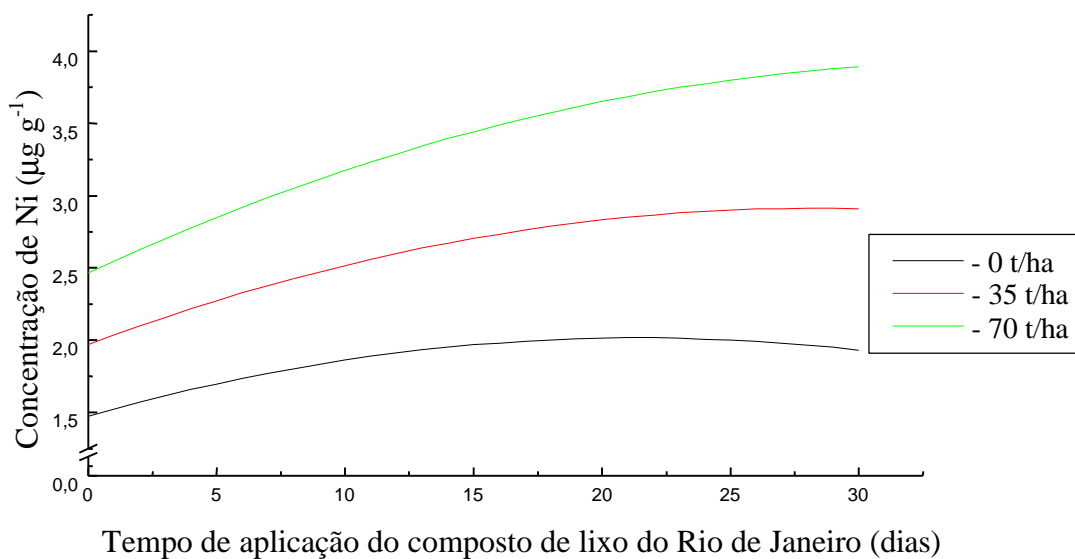
Em relação ao níquel, o modelo que melhor se ajustou foi o quadrático para o tempo quando se fixaram as doses e o linear para a dose quando se fixaram os tempos, ao se aplicar o composto de lixo do Rio de Janeiro (Quadro 18). A concentração de Ni na parte aérea aumentou até os tempos estimados de 21,5; 28,4; e 35,3 dias para as doses 0, 35 e 70 t/ha, respectivamente (Figura 26(A)). Isto se deve provavelmente à redução na disponibilidade de Ni, após 18,7 dias de aplicação do composto (Figura 16(A)). A menor disponibilidade causou menor absorção pelas plantas.

A elevação das doses do composto de lixo do Rio de Janeiro causou aumento na concentração de Ni na parte aérea (Figura 26(B)). Nas condições de produção máxima, a concentração de Ni na parte aérea foi $3,44 \mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca. A concentração máxima ($3,78 \mu\text{g g}^{-1}$ de matéria seca) foi observada quando se aplicaram 70 t/ha, 30 dias antes do plantio. A concentração de níquel correspondente na matéria fresca foi de $0,21 \mu\text{g g}^{-1}$.

Para a utilização do composto de lixo de Coimbra, o modelo que melhor se ajustou para explicar o comportamento da concentração de Ni em função dos fatores tempo e dose foi linear para os dois fatores (Quadro 18). A concentração de Ni na parte aérea se elevou com o aumento dos tempos de aplicação do composto, quando se fixaram as doses (Figura 27(A)), e com a elevação destas aplicadas, quando se fixaram aqueles (Figura 27(B)).

A concentração máxima de níquel na matéria seca observada no tratamento onde se aplicaram 70 t/ha, 30 dias antes do plantio, foi de $3,03 \mu\text{g g}^{-1}$, o que corresponde a $0,16 \mu\text{g g}^{-1}$ na matéria fresca. A legislação brasileira permite uma concentração máxima de Ni de $1 \mu\text{g g}^{-1}$ em alimentos frescos (ABIA, 1985). Pela aplicação de 70 t/ha, 19,1 dias antes do plantio, que levou à produção máxima de matéria seca, a concentração de Ni na parte aérea foi de $2,71 \mu\text{g g}^{-1}$.

A



B

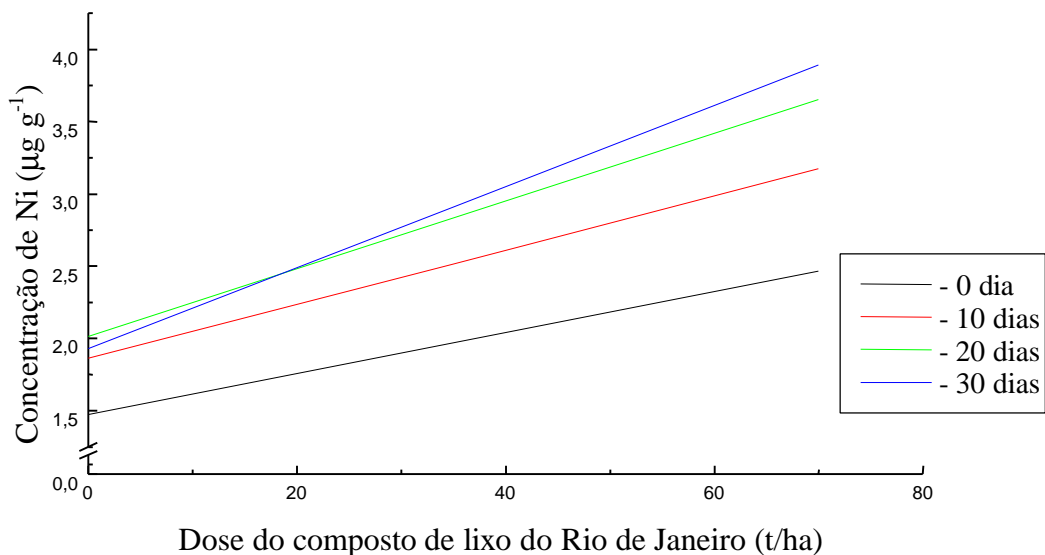
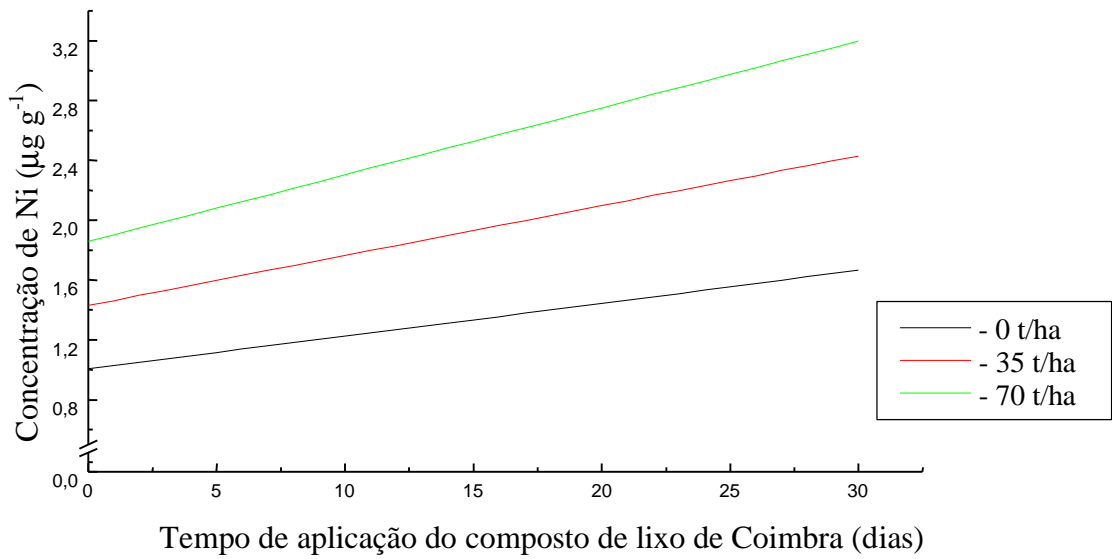


Figura 26 - Estimativa da concentração de Ni na parte aérea de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo do Rio de Janeiro, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos(B).

A



B

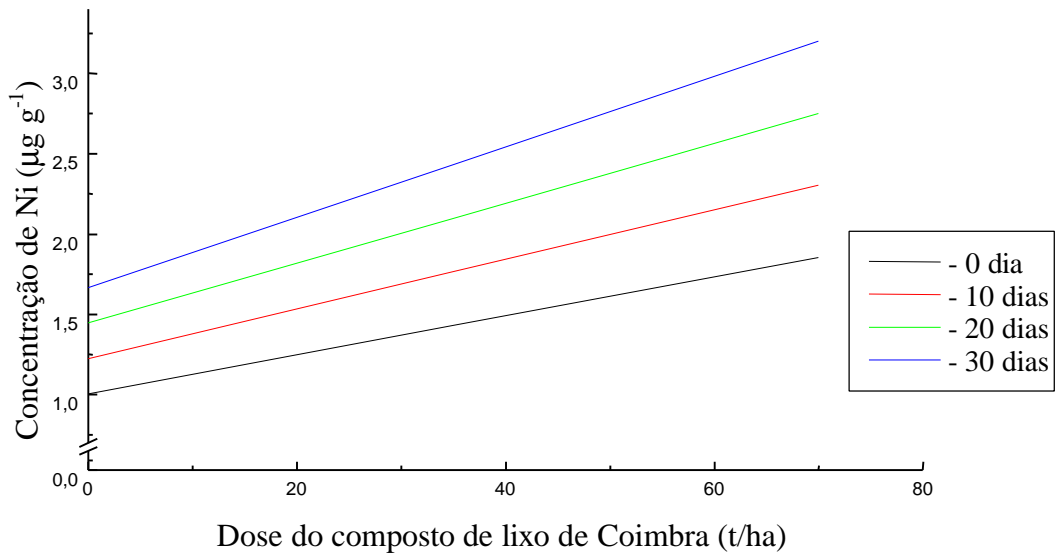


Figura 27 - Estimativa da concentração de Ni na parte aérea de alface em função dos tempos de aplicação do composto de lixo de Coimbra, antes do plantio, para as respectivas doses (A) e das doses deste composto aplicadas para os respectivos tempos (B).

Embora o Ni seja um nutriente essencial, a concentração normalmente encontrada na matéria seca de tecidos vegetais é bem baixa, sendo próxima de $2 \mu\text{g g}^{-1}$, e a concentração crítica de fitotoxidez, de $11 \mu\text{g g}^{-1}$ (SMITH, 1992).

A Organização Mundial da Saúde/Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentos permite uma ingestão diária máxima de $400 \mu\text{g g}^{-1}$ de Ni (MALAVOLTA, 1994).

As concentrações dos metais estudados não atingiram níveis tóxicos no tecido vegetal da alface, de acordo com os dados encontrados na literatura, embora estes dados variem muito. Estas concentrações também não ultrapassaram os limites permissíveis pela legislação brasileira para alimentos.

4.5 . Correlação entre metais disponíveis e metais absorvidos pelas plantas

Para obter as correlações entre as concentrações de metais disponíveis no solo e aqueles absorvidos pelas plantas, utilizou-se a correlação de Pearson, do Programa de Análises Estatísticas SAEG-UFV. Foram correlacionados os dados de todos os tratamentos aplicados.

As correlações obtidas, entre as concentrações dos metais extraídos com DTPA e as concentrações encontradas na parte aérea da alface, foram significativas a 1% de probabilidade (Quadro 24). Os coeficientes de correlação seguiram a ordem $\text{Pb} > \text{Mn} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cu}$.

As concentrações de Mn, Zn e Cu extraídas com DTPA têm sido correlacionadas com a quantidade absorvida por trigo, em condições de casa de vegetação, observando-se as seguintes correlações significativas: 0,55; 0,73; e 0,52 (MORTVEDT et al., 1991).

O DTPA foi escolhido para este trabalho por oferecer a mais favorável combinação de constantes de estabilidade, necessárias para extrair simultaneamente os elementos estudados.

KELLING et al., (1977) determinaram as correlações entre as concentrações de Cu, Zn e Ni em centeio e extraídas do solo com DTPA, obtendo os seguintes coeficientes de correlação: 0,771**, 0,799** e 0,693**

(** - significativo a 1% de probabilidade) respectivamente para Cu, Zn e Ni. O zinco extraído com DTPA foi usado para prever a resposta de arroz e trigo a aplicações de Zn em solos da Índia. Os coeficientes de correlação entre Zn-DTPA e Zn na planta foram $r = 0,72^{**}$ para o arroz e $r = 0,85^{**}$ para o trigo (SAKAL et al., 1981).

De acordo com ALLOWAY (1993), EDTA $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e DTPA $0,005 \text{ mol L}^{-1}$ são os extratores mais utilizados para analisar metais pesados disponíveis.

O DTPA, por ser um agente quelante, é capaz de extrair os metais ligados a complexos solúveis com os ácidos fúlvicos. Estes complexos são uma das formas em que os metais são absorvidos pelas plantas.

O Cu foi o metal que apresentou o menor coeficiente de correlação ($r = 0,43$) e, dos metais estudados, é o que apresenta a maior constante de estabilidade com DTPA (MORTVEDT et al., 1991). É possível que, devido a esta alta constante de estabilidade, o DTPA tenha extraído parte do cobre complexado com ácidos húmicos. Estes complexos são insolúveis e não podem ser absorvidos pelas plantas, sendo, portanto, capazes de reduzir a correlação existente entre o extraído com DTPA e absorvido pelas plantas.

Em razão das altas correlações observadas neste estudo, pode-se indicar o DTPA como extrator para metais disponíveis em solos que receberam aplicação de composto de lixo, a fim de prever a necessidade de adubação, bem como os impactos ambientais causados pelos metais tóxicos presentes no composto.

Quadro 24 – Estimativa dos coeficientes de correlação entre as concentrações de metais extraídos com DTPA e as concentrações na parte aérea de alface

Metais	Correlação
Zn-DTPA/Zn-PA	0,73**
Cu-DTPA/Cu-PA	0,43**
Mn-DTPA/Mn-PA	0,80**
Pb-DTPA/Pb-PA	0,87**
Ni-DTPA/ Ni-PA	0,78**

** Significativo a 1% de probabilidade, pelo teste t.

5 . RESUMO E CONCLUSÕES

Conduziu-se um experimento em casa de vegetação, utilizando-se dois compostos de lixo (um de Coimbra-MG e outro do Rio de Janeiro-RJ) e um Latossolo Vermelho-Amarelo para o cultivo de alface (*Lactuca sativa*) em vasos de polietileno com capacidade de 5 dm³.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência de doses e tempos de aplicação destes dois compostos de lixo urbano, produzidos em cidades de portes diferentes, sobre a produção de matéria fresca e seca de alface; o pH e a concentração disponível de metais pesados no solo; e a absorção e o acúmulo destes metais pelas plantas, além de verificar a correlação entre metais disponíveis e absorvidos.

Os tratamentos foram dispostos num esquema fatorial 2 x 3 x 4, formado por dois compostos de lixo, três doses dos compostos (0, 35 e 70 t/ha) e quatro tempos de aplicação destes compostos antes do plantio (0, 10, 20 e 30 dias), no delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições.

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- Para os dois compostos estudados, o pH aumentou com a elevação das doses, com maiores incrementos para o composto do Rio de Janeiro; com o aumento do tempo de aplicação, o pH da mistura solo + composto diminuiu.

- O aumento das doses dos compostos de lixo do Rio de Janeiro e de Coimbra proporcionou maior produção de matéria fresca e seca. Em relação ao tempo, este aumento na matéria fresca foi observado até os tempos estimados de 19,7; 17,2; e 14,8 dias, quando se aplicaram, respectivamente, 0, 35 e 70 t/ha do composto do Rio de Janeiro; e de 20,1; 19,2; e 18,3 dias, quando se aplicaram as mesmas doses do composto de lixo de Coimbra, sendo este o que levou à maior produção.

- As concentrações de Zn, Cu, Pb e Ni disponíveis no solo aumentaram com a elevação das doses dos dois compostos, principalmente o produzido no Rio de Janeiro. O Mn manteve-se praticamente constante com o aumento das doses. Com o aumento do tempo de aplicação dos dois compostos, as concentrações de Zn, Cu, Mn e Pb disponíveis elevaram-se. A concentração de Ni aumentou com o tempo para o composto de Coimbra e, com a utilização do composto de lixo do Rio de Janeiro, aumentou até o tempo estimado de 18,7 dias, diminuindo posteriormente.

- O incremento na concentração dos metais disponíveis no solo pela adição do composto de lixo do Rio de Janeiro seguiu a seguinte ordem: Zn > Pb > Ni > Cu > Mn. Com a adição do composto oriundo de Coimbra, obteve-se a ordem Zn > Pb > Cu > Ni > Mn. O composto do Rio de Janeiro causou maiores incrementos em todos os metais estudados, em relação ao composto de Coimbra.

- A concentração de Zn na parte aérea para o composto do Rio de Janeiro aumentou até os tempos estimados de 16,9; 19,2; e 21,5 para 0, 35 e 70 t/ha e, com a utilização do composto de Coimbra, até o tempo estimado de 18,3 dias para todas as doses. A concentração de Ni aumentou linearmente com o tempo para o composto de Coimbra e, até os tempos estimados de 21,5; 28,4; e 35,3 dias, para as doses 0, 35 e 70 t/ha do composto do Rio de Janeiro. As concentrações de Cu, Mn e Pb na parte aérea elevaram-se com o tempo de aplicação dos compostos, e a concentração de todos os metais estudados aumentou com a elevação das doses dos dois compostos. O composto do Rio de Janeiro provocou maiores aumentos em relação ao de Coimbra.

- Apesar de a utilização dos dois compostos estudados ter aumentado a concentração de todos os metais disponíveis no solo e, conseqüentemente, dos absorvidos pelas plantas, nenhum destes metais atingiu níveis críticos de toxidez no tecido vegetal e, também, não ultrapassaram os limites permitidos pela legislação brasileira para alimentos frescos.

- A extração com DTPA forneceu altos coeficientes de correlação entre os metais disponíveis na mistura solo + composto e aqueles acumulados no tecido vegetal, o que indica que este pode ser um bom extrator para estimar doses de composto de lixo a serem usadas na adubação, bem como avaliar os impactos ambientais com relação aos metais pesados em solos agrícolas.

- O composto de lixo produzido em Coimbra apresentou melhores resultados como adubo orgânico que o composto do Rio de Janeiro, pois promoveu maior produção e resultou em concentrações mais baixas de metais pesados no solo e no tecido vegetal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADRIANO, D. C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: Springer Verlag, 1986. 533p.
- ALCOFORADO, P. A. U. G. , TRINDADE, A. V. Efeito do composto de lixo urbano nos teores de metais e outras características químicas do solo. In: FREITAS, P. L. (ed.). CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24, 1993, Goiânia. **Resumos...** Goiânia: 1993. 307-308p.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, 1993. 338p.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B., COSTA, L. M., OLIVEIRA, C. , VELLOSO, A. C. X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **R. bras. Ci. Solo**. v.16, n.2, p.271-276, 1992.
- ANDRADE, V. M. M., LOURENÇO, R. S., MURAOKA, T., MALAVOLTA, E. Estudos sobre a nutrição mineral do cafeeiro. Influência do cobre do substrato no crescimento e composição mineral do cafeeiro var. Mundo Novo e Catuí. **Anais da ESALQ**, v.32, p.647-656, 1975.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO - ABIA. **Compêndio da legislação dos alimentos**. São Paulo: 1985. 185p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO-ABIA. **Compêndio da legislação dos alimentos** – revisão. São Paulo: 1991.v.1
- AUBERT, H. , PINTA, M. **Trace elements in soils**. New York: Elsevier Scientific Public, 1977. 395p.

- BARBER, S. A. Liming materials and practices. In: PEARSON, R. W. , ADAMS, F. (Eds.) **Soil acidity and liming**. Madison: American Society of Agronomy, 1967. p. 125-160.
- BASTOS, M. E. P. , NEFUSSI, N. Aspectos toxicológicos de agentes químicos. In: CENTRO PANAMERICANO DE ECOLOGIA HUMANA E SALUD. **Programa Nacional de Seguridad de Las Substancias Químicas**. México: 1986. 138p.
- BATAGLIA, O. C. Micronutrientes: disponibilidade e interações. In: BORKET, C. M. , LANTMANN, A. F. (Eds.). REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO, 17, 1988, Londrina. **Anais ...** Londrina: SBCS, 1988. p. 121-130.
- BAUDUIN, M. O. , IMPENS, R. Agronomic valorization of municipal waste composts. **Act. Hort.**, v.172, p.117-124, 1985.
- BOON, D. Y. , SOLTANPOUR, P. N. Lead, cadmium and zinc contamination of aspen garden soils and vegetation. **J. Environ. Qual.**, v. 21, p. 82-86, 1992.
- BOWEN, J. E. Absorption of copper, zinc and manganese by sugar cane tissue. **Plant Physiol.**, v.44, p. 255-261, 1969.
- BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 5.ed.. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 647p.
- BRAY, R. H. Requirements for successful soil tests. **Soil Sci.**, v.66, p.83-89, 1948.
- CABRERA, F., DIAZ, E. , MADRID, L. Effect of using urban compost as manure on soil contents of some nutrients and heavy metals. **J. Food Agric.**, v.47, p.159-69, 1989.
- CASSETT, A. , DOULL'S, D. **Toxicology** (the basic science of poisons). 3.ed. New York: McMillan, 1986. 820p.
- COOKER, E. G. , MATTHEWS, P. J. Metals in sewage sludge and their potential effects in agriculture. **Water Sci. Technol.**, v.15, p.209-225, 1983.
- COELHO, F. S. , VERLENGIA, F. **Fertilidade do solo**. 2.ed. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1975. 384p.
- COLEMAN, N. T. , THOMAS, G. W. The basic chemistry of soil acidity. In: PEARSON, R. W. , ADAMS, F. (Eds.). **Soil acidity and liming**. Madison: American Society of Agronomy, 1967. 274p.

- COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Recomendações para o uso de corretivo e fertilizantes em Minas Gerais, 4ª aproximação.** Lavras: Ed. Nagy, 1989. 159p.
- COSTA, C. A. da **Crescimento e teor de metais pesados em alface (*Lactuca sativa* L.) e cenoura (*Daucus carota* L.) adubadas com composto orgânico de lixo urbano.** Viçosa: UFV, 1994. 95p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, 1994.
- COSTA, F., GARCIA, C., HERNANDEZ, T., POLO, A. **Residuos organicos urbanos. Manejo y utilización.** Murcia: CSIC, 1991. 181p.
- DAVIS, R. D. , CARLTON-SMITH, C. H. Na investigation into the phytotoxicity of zinc, copper and nickel using sewage sludge of controlled metal content. **Environ. Pollut. (Series B)**, v.8, p. 163-185, 1984.
- DEFELIPO, B. V. , RIBEIRO, A. C. **Análise química do solo** (Metodologia). Viçosa: UFV, Impr. Univ., 1981. 17p. (Boletim de Extensão, 29).
- EGREJA FILHO, F. B. **Avaliação da ocorrência e distribuição química de metais pesados na compostagem do lixo domiciliar urbano.** Viçosa: UFV, 1993.176p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica)- Universidade Federal de Viçosa, 1993.
- EIRA, A. F. , CARVALHO, P. C. T. A decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos do solo e sua influência nas variações do pH. **R. Agric.**, v. 45, p.15-21, 1970.
- FELLENBERG, G. **Introdução aos problemas da poluição ambiental.** São Paulo: EPU/ SPRINGER, 1980. 196p.
- FURLANI, A. M. C., FURLANI, P. R., BATAGLIA, O. C. Composição mineral de diversas hortaliças. **Bragantia.**, v.37, n.5, p.33-44, 1978.
- GALVÃO, L. A. C. , COREY, G. **Manganeso.** México: Metepec, 1987. 64p. (Série Vigilância, 6).
- GALVÃO, L. A. C. , COREY, G. **Plomo.** México: Metepec, 1989. 103p. (Série Vigilância, 8).
- GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T., COSTA, F., AYUSO, M. Compostaje de la fracción orgánica de un residuo sólido urbano. Evolución de su contenido de diversas fracciones de metales pesados. **Suelo Planta**, v.1, p.1-13, 1991.

- GARCÍA, C., HERNANDEZ, T., COSTA, F. The influence of composting and maturation processes on the heavy metal extractability from some organic wastes. **Biol. Wastes**, v.31, n.1, p.291-301, 1990.
- GAYNOR, J. D. , HALSTEAD, R. L. Chemical and plant extractability of metals and plant growth on soils amended with sludge. **Can. J. Soil Sci.**, v.56, p.1-8, 1976.
- GENEVINI, P. L., TANO, F., BOCCHI, S., ZACCHEO, P. Effecto di due matrici organiche sulla fertilitá chimica del terreno e sulla disponibilitá dei metalli pesanti. **Agrochimica**, v.35, p.190-198, 1991.
- HAAN, S. Results of municipal waste compost research over more than fifty years at the institute of soil fertility at Haren/Groningen, The Netherlands. **Neth. J. Agric. Sci.**, v. 29, p.49-61, 1981.
- HAQ. A. U., BATES, T. E., SOON, Y.K. Comparasion of extractants for plant-available zinc, cadmium, nickel and copper in contaminated soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 44, p.772-777, 1980.
- HE, X., TRAINA, S. J., LOGAN, T. J. Chemical properties of municipal solid waste composts. **J. Environ. Qual.**, v. 21, p.318-329, 1992.
- HERNÁNDEZ, T., GARCÍA, C., COSTA, F., VALERO, J. A., AYUSO, M. Utilización de residuos urbanos como fertilizantes orgánicos. **Suelo Planta**, v. 2, p.373-383, 1992.
- HERNANDO, S., LOBO, M. C. , POLO, A. Effect of the application of a municipal refuse compost on the physical and chemical properties of a soil. **Sci. Total Environ.**, v. 81, p.589-596, 1989.
- HOFFMAN, G. , SCHWEIGER, P. Cd and Pb contents of vegetables grown on soils of former vineyards treated with municipal waste-compost. **Acta Hortic.**, v.133, p. 173-179, 1983.
- HOLTZCLAW, K. M., KEECH, D. A., PAGE, A. L., SPOSITO, G., GANJE, T. J., BALL, N. B. Trace metal distributions among the humic acid, the fulvic acid and precipitable fractions extracted with NaOH from sewage sludges. **J. Environ. Qual.**, v. 7, p.124-127, 1978.
- HUANG, C.L., SCHULTE E. E. Digestion of plant tissue for analysis by ICP emission spectroscopy. **Comm. Soil Sci. Plant Anal.**, v.16, n.9, p.943-958, 1985.

- HUE, N. V., SILVA, J. A., ARIFIN, R. Sewage sludge-soil interactions by plants as measured by plant and soil chemical composition. **J. Environ. Qual.**, v.17, n.3, p.384-390, 1988.
- JONES, L. H. P., JARVIS, S. C. The fate of heavy metals. In: GREENLAND, D. J. , HAYERS, M. H. B. (Eds.). **The chemistry of soil process**. New York: John Wiley & Sons, 1981. p. 593-620.
- KELLING, K. A., KEENEY, D. R., WALSH, L. M. , RYAN, J. A. A field study of the agricultural use of sewage sludge: III. Effect on uptake and extractability of sludge-borne metals. **J. Environ. Qual.**, v.6, n.4, p.352-58, 1977.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492p.
- KNEZEK, B. D. , ELLIS, B. G. Essential micronutrients. IV: Copper, iron, manganese and zinc. In: DAVIES, B. E. (Ed.). **Applied soil trace elements**. New York: John Wiley & Sons, 1980. 482p.
- KORCAK, R. F. , FANNING, D.S. Extractability of cadmium, copper, nickel and zinc by double acid versus DTPA and plant content at excessive soil levels. **J. Environ. Qual.**, v.7, p.506-512, 1978.
- KRAUSS, P., BLESSING, R., KORHERR, V. Heavy metals in compost from municipal refuse strategies to reduce their content to acceptable levels. In: INTERNACIONAL SIMPOSIUM IN COMPOSTING, PROCESS, QUALITY AND USE, 1986, Udine. **Proceedings...** Udine: 1986. p. 34-47.
- LAGERWERFF, J. V., BIERSDORF, G. T., MILBERG, R. P. , BROWER, D. L. Effects of incubation and liming on yield and heavy metal uptake by rye from sewage-sludge soil. **J. Environ. Qual.**, v.6, p.427-431, 1977.
- LAKE, D. J., KIRK, P. W. W. , LESTER, J. N. Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils: A review. **J. Environ. Qual.**, v.13, p.175-183, 1984.
- LAKE, D. J. Sludge disposal to land. In: LESTER, J. N. (Ed.) **Heavy metals in wastewater and sludge treatment process**. Boca Raton: CRC Press, 1987. v. 2: Treatment and disposal.
- LIMA, L. M. Q. **Lixo - tratamento e biorremediação**. 3.ed. São Paulo: HEMUS, 1995. 265p.

- LINDSAY, W. L., NORVELL, W. A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.42, p.421-428, 1978.
- LOGAN, T. J. , CHANEY, R. L. **Utilization of municipal wastewater and sludge on land – Metals.** In: PAGE, A. L., GLEASON, L., SMITH, J. E., ISKANDAR, I. K. , SOMMERS, L. E. (Eds.) **WORKSHOP ON UTILIZATION OF MUNICIPAL WASTEWATER AND SLUDGE ON LAND.** Riverside: University of California, 1983. p.235-326.
- LUCAS, R. E., KNEZEK, B. D. Climate and soil conditions promoting micronutrient deficiencies in plants. In: **Micronutrients in agriculture.** MORTVEDT, J. J., GIORDANO, P. M., LINDSAY, W. L. (Eds.). Madison: Soil Sci. Soc.America, 1972. 666p.
- MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola – adubos e adubação.** 3.ed. São Paulo: Ceres, 1981. 478p.
- MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos.** São Paulo: ProduQuímica, 1994. 153p.
- MANDAL, L. N. , HALDAR, M. Influence of phosphorus and zinc application on the availability of zinc, copper, iron, manganese and phosphorus in waterlogged soils. **Soil Sci.**, v.130, p.251-257, 1980.
- MARIA, I. C. **Influência da matéria orgânica sobre o calcário aplicado ao solo.** Piracicaba: ESALQ, 1986. 90p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, 1986.
- MARSHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants.** London: Academic Press, 1986. 674p.
- MAYAUDON, J. Use of radio-respirometry in soil microbiology na biochemistry. In: McLAREN, A. D., SKUJINS, J. (Eds.). **Soil biochemistry.** New York: Marcel Dekker, 1971. v.2 p. 202-256.
- MORTVEDT, J. J., COX, F. R., SHUMAN, L. M., WELCH R. M. **Micronutrients in agriculture.** 2.ed. Madison: Soil Sci. Soc. America, 1991. 760p.
- PEREIRA NETO, J. T. **On the treatment of municipal refuse and sewage sludge using aerated static pile composting: a low cost technology approach.** Leeds: Leeds University , 1987. 276p. Tese (Ph. D.) – Leeds university,1987.

- PEREIRA NETO, J. T. **Conceitos modernos de compostagem. Engenharia sanitária.** Viçosa: UFV, 1989. 42p.
- PEREIRA NETO, J. T., BOHNENBERGER, J. C. **Estimativa da situação dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.** Viçosa: LESA/UFV, 1992. 35p.
- PETRUZZELLI, G. Recycling wastes in agriculture: Heavy metal bioavailability. **Agric., Ecosys. Environ.**, v. 27, p.493-503, 1989.
- PETRUZZELLI, G., SZYMURA, I., LUBRANO, L., PEZZAROSSA, B. Chemical speciation of heavy metals in different size fractions of compost from solid urban wastes. **Environ. Technol. Let.**, v.10, n.1, p.521-526, 1989.
- PICCOLO, A. Reactivity of added humic substances towards plant available heavy metals in soils. **Sci. Total Environ.**, v.81, n.82, p.589-596, 1989.
- ROBSON, A. D., REUTER, D. J. Diagnosis of copper deficiency and toxicity. In: LONERAGAN, J. F. (Ed.) **Copper in soils and plants.** New York :Academic Press, 1981. p. 287-312.
- ROOT, R. A., MILLER, R. J., KOEPPE, D. E. Uptake of cadmium-its toxicity and effect on the iron to zinc ratio in hydroponically grown corn. **J. Environ. Qual.**, v. 4, p.473-476, 1975.
- ROSATO, F. M. **Efeito da calagem e da matéria orgânica sobre a acidez de cinco solos do município de Piracicaba.** Piracicaba: ESALQ/USP, 1978. 43p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas, 1978.
- ROUSSEAU, P. D. **Les métaux lourds dans les ordures menageres: origines, formes, chimiques, teneurs.** Villeurbanne: LCPAE/ANRED/ME, 1988. 123p.
- SAKAL, R., SINGH, A. P., SINHA, H., THAKUR, K. N. Evaluation of critical concentration of zinc in rice and wheat grown in Tarai soils. **J. Indian Soc. Sci.**, v.29, p.107-109, 1981.
- SANTOS, I. C. **Conteúdo de metais pesados, potássio e sódio e produção de cultivares de alface adubados com composto orgânico de lixo urbano.** Viçosa: UFV, 1995. 89p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, 1995.
- SCHAUER, P. S., WRIGHT, W. R., PELCHAT, J. Sludge-borne heavy metal availability and uptake by vegetable crops under field conditions. **J. Environ. Qual.**, v. 9, p.69-73, 1980.

- SCHMID, W. E., HAAG, H. P., EPSTEIN, E. Absorption of zinc by excised barley roots. **Physiol. Plant.**, v.18, p.860-869, 1965
- SCHUARTSMAN, S. **Intoxicações agudas**. 3.ed. São Paulo: Sanvier, 1985. 500p.
- SILVIERA, D. J. , SOMMERS, L. E. Extractability of copper, zinc, cadmium and lead in soils incubated with sewage sludge. **J. Environ. Qual.**, v. 6, n.1,p.47-51, 1977.
- SMITH, S. R. Sewage sludge and refuse composts as peat alternatives for conditioning impoverished soils: Effects on the growth response and mineral status of *Petunia grandiflora*. **J. Hort. Sci.**, v.67, n.5, p.703-716, 1992
- SOUZA, E. A. , NEPTUNE, A. M. L. Efeito da granulometria de calcário dolomítico sobre propriedades químicas de um latossolo. **R. bras. Ci. Solo**, v. 3, p. 120-125, 1979.
- STENTIFORD, E. I. , DE BERTOLDI, M. **Composting** – process technical aspects. Leeds: Leeds University, 1990. 157p.
- TAVARES, T. M. , CARVALHO, F. M. Avaliação da exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplo do Recôncavo Baiano. **Quím. Nova**, v.15, n.2, p.147-153, 1992.
- TIBAU, A. O. **Matéria orgânica e fertilidade do solo**. São Paulo: Nobel, 1983. 220p.
- THOMPSON, C. M. , THOEH, F. R. **Soils and soil fertility**. 3. ed. New York ;McGraw-Hill, 1973. 495p.
- VAN ROOSEMALEN, G. R. E. M., LUSTENHOUWER, J. W. A., OOSTHOEK, J., SEDEN, M. M. G. Heavy metal sources and contamination mechanisms in compost production. **Resources & Conservation**, v.14, n.1, p.321-334, 1987.
- VILLANI, F. T. **Estudo e avaliação de métodos químicos para determinar o grau de maturação dos compostos orgânicos do lixo urbano domiciliar**. Viçosa: UFV, 1994.157p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Viçosa, 1994.
- WARMAN, P. R., MUIZELLAR, T., TERMEER, W. C. Bioavailability of As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn from biosolids amended compost. **Compost Sci. & Utiliz.**, v.3, p.40-50, 1995.