

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR**

**COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE**

Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares

**METAIS PESADOS EM SOLO, ÁGUA E HORTALIÇAS EM ÁREAS
PRODUTORAS DE OLERÍCOLAS NA ZONA DA MATA DE
PERNAMBUCO**

FERNANDO FERREIRA DA CUNHA FILHO

Orientador: Prof. Dr. André Maciel Netto

Co-orientador: Prof. Dr. Clístenes Williams
Araújo do Nascimento

Recife, PE

Setembro, 2013

FERNANDO FERREIRA DA CUNHA FILHO

**METAIS PESADOS EM SOLO, ÁGUA E HORTALIÇAS EM ÁREAS
PRODUTORAS DE OLERÍCOLAS NA ZONA DA MATA DE
PERNAMBUCO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares para obtenção do título de Mestre em Ciências, Área de Concentração: Aplicações de Radioisótopos na Agricultura e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. André Maciel Netto

Co-orientador: Prof. Dr. Clístenes Williams
Araújo do Nascimento

Recife, PE
Setembro, 2013

Catálogo na fonte
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

C972m Cunha Filho, Fernando Ferreira da.

Metais pesados em solo, água e hortaliças em áreas produtoras de olerícolas na Zona da Mata de Pernambuco. / Fernando Ferreira da Cunha Filho. - Recife: O Autor, 2013.

78 folhas, il., figs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. André Maciel Netto.

Co-orientador: Prof. Dr. Clístenes Williams Araújo do Nascimento.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2013.

Inclui Referências.

**METAIS PESADOS EM SOLO, ÁGUA E HORTALIÇAS EM
ÁREAS PRODUTORAS DE OLERÍCOLAS NA ZONA DA MATA
DE PERNAMBUCO**

Fernando Ferreira da Cunha Filho

APROVADA EM: 08.08.2013

ORIENTADOR: Prof. Dr. André Maciel Netto

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Clístenes Willams Araújo do Nascimento

COMISSÃO EXAMINADORA:

Profa. Dra. Caroline Miranda Biondi – Agronomia/UFRPE

Prof. Dr. Marcus Metri Correa – Tecnologia Rural/UFRPE

Prof. Dr. Mateus Rosas Ribeiro Filho – Agronomia/UFRPE

Visto e permitida a impressão

Coordenadora(o) do PROTEN/DEN/UFPE

AGRADECIMENTOS

- Ao meu melhor amigo, pois ele tem me ajudado até hoje e nunca me deixou só. Quando tudo parecia impossível, ele deu jeito. Ele, Jesus Cristo, sempre foi fiel a mim.
- À minha querida mãe Maria Paula, que tanto me ajudou com muito carinho e amor, ao meu pai Fernando Ferreira pela força, educação e exemplo.
- À minha amada Huana Nascimento, pelo incentivo, dedicação e companheirismo.
- Ao professor André Maciel, pela orientação constante e pela confiança depositada em mim.
- A CAPES pela concessão da bolsa de estudo.
- A todos que compõem o grupo de Física do Solo do DEN/UFPE.
- Ao professor Clístenes Williams, pela disponibilização do Laboratório de Fertilidade do Solo para realização das análises.
- Aos meus mestres da graduação em Agronomia, por me direcionar no caminho das ciências agrárias.
- A todos os professores do mestrado, pelo polimento para que eu reluzisse a beleza das ciências.

RESUMO

Na Zona da Mata de Pernambuco predomina o cultivo de hortaliças folhosas e são estes tipos de vegetais que apresentam maior capacidade de absorver metais pesados e, atrelado ao fato de que os agricultores não respeitam o período de carência das aplicações de agrotóxicos, é provável que muitas hortaliças comercializadas e consumidas estejam com altos teores de metais. Os problemas ainda são mais graves, pois nessa região há uma maior incidência de chuvas e grande parte dos agroquímicos aplicados, no solo e na planta são carregados pelas chuvas para os rios e barragens. Essas águas, além de servirem para a irrigação, são usadas para consumo humano e animal. Diante dos diagnósticos do uso excessivo de fertilizantes e agrotóxicos, o objetivo deste trabalho foi avaliar os níveis de metais pesados no solo, planta e água de irrigação em áreas produtoras de olerícolas na Zona da Mata de Pernambuco. As coletas das amostras de solo foram feitas em dois ambientes distintos: ambientes cultivados (AC) e ambientes sem cultivos (AR), em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm). Nos ambientes cultivados foram coletadas amostras de Alface (*Lactuca sativa*), Coentro (*Coriandrum sativum*) e Cebolinha (*Allium fistulosum*). Coletou-se mensalmente 300 mL de água das barragens e rio que abastecem as áreas de cultivo. Em todas as amostras foram determinadas as concentrações de oito metais: Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Níquel (Ni) e Zinco (Zn). Notou-se que as altas concentrações dos metais Fe, Mn, Cu e Zn no solo e material vegetal, se deram pelas constantes aplicações de agrotóxicos e fertilizantes. Os solos apresentaram contaminação por Cr, Pb e Cd, metais perigosos aos seres vivos, segundo os níveis estabelecidos pelo CONAMA (2009). De um modo geral, foi observado maiores valores de metais pesados nos ambientes cultivados, isto devido às práticas agrícolas. A alface, por apresentar uma maior área foliar, teve maiores teores de metais, quando comparado ao coentro e a cebolinha. Foi verificada contaminação no material vegetal apenas com Zn, Pb e Ni. Já as amostras de água apresentaram valores de Fe acima do valor estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011.

Palavras-chave: agrotóxicos; fertilizantes; contaminação ambiental

ABSTRACT

In the Zona da Mata of Pernambuco predominates the cultivation of vegetables and these types of vegetables present a higher capacity to uptake heavy metals and, coupled to the fact that farmers do not respect the vesting period of application of pesticides, it is likely that many vegetables are sold and consumed with high content of heavy metals. The problems are even more serious because in this region there is a higher incidence of rainfall and the greater amount of agrochemicals applied in soil and plant are carried by rain into rivers and dams. These waters, besides serving for irrigation, are used for human and animal consumption. Facing the diagnosis of overuse of fertilizers and pesticides, the objective of this study was to evaluate the levels of heavy metals in soil, plant and water for irrigation in vegetable crops in the producing areas in the Zona da Mata of Pernambuco. The collection of soil samples were taken in two different environments: cultivated environments (AC) and environments without cultivation (AR) in three layers (0-20, 20-40 and 40-60 cm). In cultivated environments samples of lettuce (*Lactuca sativa*), coriander (*Coriandrum sativum*) and chives (*Allium fistulosum*) were collected. Monthly, samples of 300 mL of water were collected from dams and river that supply the cultivated areas. In all samples the concentrations of eight metals: cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu), chromium (Cr), iron (Fe), manganese (Mn), Nickel (Ni), and zinc (Zn) were determined. It was noted that the high concentrations of Fe, Mn, Cu and Zn in the soil and in the plants is due to the frequent application of pesticides and fertilizers. The soils were contaminated by Cr, Pb and Cd, metals hazardous to living beings, according to the levels established by CONAMA (2009). In general, higher values of heavy metals were observed in the cultivated environment due to the agricultural practices in the region. Lettuce, due to its larger leaf area, presented higher levels of metals when compared to coriander and chives. Contamination was observed only in plant material with Zn, Pb and Ni. The water samples presented values of Fe above the amount established by CONAMA Resolution 430/2011.

Keywords: pesticides, fertilizers, environmental contamination

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Mapa pedológico dos solos do município de Vitória de Santo Antão-PE.	24
Figura 2. Aplicação de fertilizante a lanço em uma das áreas produtoras de hortaliças de Vitória de Santo Antão-PE.	26
Figura 3. Médias dos teores totais de Cr em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.....	39
Figura 4. Médias dos teores totais de Pb em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.....	42
Figura 5. Médias dos teores totais de Cu em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.....	44
Figura 6. Médias dos teores totais de Cd em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.....	46
Figura 7. Médias dos teores totais de Ni em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.....	48
Figura 8. Médias dos teores totais de Mn em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.....	49
Figura 9. Médias dos teores totais de Fe em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.....	51
Figura 10. Médias dos teores totais de Zn em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.....	53
Figura 11. Médias dos teores Zn em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão PE....	55
Figura 12. Médias dos teores Cr em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão PE. ...	56
Figura 13. Médias dos teores Ni em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão PE. ...	57
Figura 14. Médias dos teores Mn em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão-PE. ...	58

Figura 15. Médias dos teores Cu em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão-PE. ...	59
Figura 16. Médias dos teores Cd em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão-PE. ...	60
Figura 17. Médias dos teores Pb em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão-PE.....	61
Figura 18. Médias dos teores Fe em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão-PE.....	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Áreas, coordenadas geográfica, classe e textura dos solos.	23
Tabela 2. Relação dos agrotóxicos, nome técnico, grupo químico, classe e classificação toxicológica utilizado nas áreas produtoras de hortaliças de Vitória de Santo Antão-PE.	25
Tabela 3. Lista de elementos contidos nos fertilizantes (fornecida pelo fabricante), tipo e via de aplicação desse insumo agrícola utilizado nas áreas produtoras de hortaliças de Vitória de Santo Antão-PE	26
Tabela 4. Informações sobre os ambientes cultivados de Vitória de Santo Antão-PE, transmitidas pelos agricultores.....	27
Tabela 5. Informações sobre os ambientes sem cultivo de Vitória de Santo Antão-PE, transmitidas pelos agricultores.....	28
Tabela 6. Caracterização química e física das amostras de solo nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm das áreas com e sem cultivo de hortaliças em Vitória de Santo Antão-PE.....	32
Tabela 7. Caracterização física do solo das áreas produtoras de hortaliças e áreas sem cultivo em Vitória de Santo Antão-PE.....	34
Tabela 8. Recuperação média dos metais nos solos e plantas certificados e nos spikes utilizados nas análises, valores certificados e recuperados por lixiviado pelo NIST.....	36
Tabela 9. Teores de metais pesados, determinado pelo método 3051A, das amostras de solo nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm das áreas com cultivo de hortaliças em Vitória de Santo Antão – PE.....	37
Tabela 10. Teores de metais pesados, determinado pelo método 3051A, das amostras de solo nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm das áreas sem cultivo de hortaliças em Vitória de Santo Antão – PE.	38
Tabela 11. Coeficientes de correlação linear de Pearson entre os teores de metais e propriedades dos solos do ambiente AC e AR nas três camadas.....	41
Tabela 12. Teores de Mn, Zn, Cr e Ni na parte comestível de diferentes hortaliças coletados em áreas cultivadas com olerícolas em Vitória de Santo Antão- PE.....	55
Tabela 13. Teores de Cu, Cd, Pb e Fe na parte comestível de diferentes hortaliças coletados em áreas cultivadas com olerícolas em Vitória de Santo Antão- PE.....	59
Tabela 14. Resultados das análises de metais em águas de irrigação em áreas produtoras de hortaliças de Vitória de Santo Antão-PE.....	63

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1. Contaminação Ambiental.....	15
2.1.1. Metais pesados.....	15
2.1.2. Interações dos metais pesados com o solo	16
2.1.3. Matéria orgânica	18
2.1.4. Influência do pH.....	19
2.1.5. Toxicidade e bioacumulação de metais pesados	20
3. MATERIAIS E MÉTODOS	22
3.1. Local de coleta	22
3.2. Amostragem.....	28
3.2.1. Solos.....	28
3.2.2. Material vegetal	29
3.2.3. Coleta de água	29
3.3. Análises Químicas do solo	29
3.4. Caracterização Física do solo	30
3.5. Abertura das amostras e controle de qualidade das análises de metais pesados em solos e materiais vegetais.....	30
3.6. Análise Estatística.....	31
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4.1. Atributos químicos e físicos do solo	32
4.2. Qualidade das análises para metais pesados	35
4.3. Metais pesados no Solo	36
4.3.1. Cromo.....	38
4.3.2. Chumbo	42
4.3.3. Cobre.....	43
4.3.4. Cádmio	45
4.3.5. Níquel.....	47
4.3.6. Manganês	49

4.3.7. Ferro.....	50
4.3.8. Zinco	52
4.4. Teores de metais pesados em Hortaliças.....	54
4.5. Metais pesados em água	62
5. CONCLUSÕES	64
6. PERSPECTIVAS.....	65
REFERÊNCIAS	67

1. INTRODUÇÃO

Uma série de fatores, dentre os quais o avanço da agricultura, da medicina e da tecnologia na industrialização, tem criado condições para um crescimento extraordinário da população mundial. Nos últimos 200 anos, a população mundial passou de 1,8 bilhão para 6,8 bilhões de pessoas (FAO, 2009) e estima-se que deva chegar aos 9,4 bilhões em 2050 (ONU, 2007). No Brasil, o censo demográfico de 2010 contabilizou 190 milhões de pessoas e a expectativa é que em 2050, passe para 250 milhões (IBGE, 2013).

Este crescimento, que pode chegar a um aumento de duas vezes e meia a três nos países em desenvolvimento, implica na necessidade de aumentar a produção de alimentos diante da grande demanda global, entre outros efeitos (ABRAMOVAY, 2011).

A necessidade de aumentar a produção de alimentos e insumos industriais, a fim de atender o mercado altamente competitivo, tem elevado o uso das reservas do planeta, a geração de resíduos e o aumento da carga poluidora nas águas, no ar e nos solos (NASCENTES, 2006).

Os metais pesados tendem a se acumular nos solos em decorrência de processos naturais, intemperismo dos minerais, ou antropogênicos via atividades industriais, disposição de rejeitos domésticos e industriais, disposição de lodo de esgoto, utilização de fertilizantes minerais e orgânicos, corretivos e agrotóxicos na agricultura. Baird (2002) cita que cerca da metade dos metais pesados que atinge os grandes lagos são derivadas de deposição atmosférica. A contaminação do solo por metais pesados pode resultar em diminuição da atividade microbiana, da biodiversidade e da fertilidade, perdas de rendimento das colheitas e danos à saúde de seres humanos e animais pela transferência para a cadeia trófica. Este último processo é uma importante via de contaminação da população pois uma vez na cadeia trófica, muitos destes metais podem ser biomagnificados, mediante o acúmulo nos tecidos animais, fazendo com que os teores incorporados nos níveis mais altos da cadeia, sejam bastante elevados, muitas vezes superiores aos níveis tolerados pelos organismos consumidores (SUN et al., 2001; BIONDI, 2010).

Na atualidade há uma grande demanda de alimentos e, como consequência uma grande pressão por produção, o crescimento do uso de insumos, prática associada a este processo, tem incrementado grandes quantidades de contaminantes nos ecossistemas. Nesse sentido, a prática de fertilização e correção dos solos que favorece o aumento da

produtividade agrícola com o incremento de micronutrientes na parte comestível, tem como inconveniente a disponibilização de metais pesados como Pb, Cd e Cr (MORAES, 2009). Carvalho (2011), estudando fertilizantes comercializados no Nordeste do Brasil, verificou que em superfosfato simples foi encontrado um teor de Cd de 27,02 mg kg⁻¹, valor superior aos encontrados por Gonçalves et al. (2008), que variaram entre 1,49 mg kg⁻¹ e 12,39 mg kg⁻¹. O consumo de fertilizantes fosfatados em regiões com grande intemperismo é muito elevado, já que grande parte do fósforo aplicado é fixado (adsorvido ao solo). No entanto, as concentrações de Cd, com o efeito residual poderão chegar ao nível de poluição, afetando diretamente o meio ambiente e os seres vivos que dele dependem.

Os metais pesados são depositados nos solos, podendo ser translocados para as plantas e, com a atuação das chuvas e/ou irrigação, serem lixiviados para o lençol freático. Vieira (2011), estudando a influência da aplicação de fertilizantes em Camocim de São Félix – PE, analisou a água da barragem que abastece os moradores e que também é usada para a irrigação de hortaliças, verificando a presença de teores de Pb que variaram de 0,051 a 0,144 mg L⁻¹, valores muito superiores ao valor de qualidade de água preconizado pelo CONAMA (2005), que é de 0,01 mg L⁻¹. Situação semelhante foi reportada por Roese (2008), para a água da Bacia do Córrego Bandeira no Mato Grosso, em que os teores dos metais Cd, Pb, Cu e Fe, em muitos pontos estavam acima dos limites de qualidade estabelecidos.

O conhecimento sobre os níveis tóxicos de metais pesados em plantas são muito escassos e bastante variados. Concentrações de alguns metais pesados potencialmente tóxicos têm sido sugeridas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001), assim como vários problemas decorrentes desses efeitos tóxicos nas plantas têm sido observados, como diminuição do rendimento da safra e acúmulo dos elementos tóxicos nas partes comestíveis, usadas como alimentação humana ou animal. De modo geral, a ordem de acumulação preferencial dos metais pesados, sejam eles tóxicos ou micronutrientes, nas plantas é: folhas, raízes de reserva, tubérculos, frutos carnosos e sementes (BERTON, 2000).

Assim, a acumulação de metais pesados, acima dos níveis permitidos, nos solos e plantas tem sido reconhecida como um importante problema socioambiental, pois além de promover à contaminação dos recursos naturais, afeta a qualidade e segurança alimentar. Dessa forma é necessário um monitoramento da qualidade desses vegetais que podem servir de via de introdução dos metais pesados na cadeia alimentar.

Nesse sentido, o objetivo desse trabalho é analisar os teores dos metais pesados Cd, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Cr e Fe em solos, hortaliças e água de irrigação em áreas produtoras com

intensa aplicação de fertilizantes e defensivos agrícolas no município de Vitória de Santo Antão-PE.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Contaminação Ambiental

Os defensivos agrícolas, como os fungicidas que, em sua maioria, possuem cobre em sua formulação, podem, quando são usados em excesso, causar fitotoxicidade em plantas e danos à microflora do solo e aos fungos benéficos.

A olericultura é um ramo da horticultura que se destaca pelo caráter intensivo quanto ao uso do solo, aos tratamentos culturais, modernização dos insumos agrícolas e mão de obra (FILGUEIRA, 2003). Nessas culturas, de elevada exigência nutricional e susceptibilidade a pragas e doenças num curto período de tempo, é reportada a ampla aplicação de agrotóxicos e fertilizantes (VIEIRA, 2011), e associado a este processo verifica-se a introdução de metais nas hortaliças. Santos (2009) verificou que plantas de alface que receberam aplicações de larvicidas ao longo do seu crescimento, apresentaram altos teores de cádmio.

O solo em que os vegetais estão implantados requer atenção especial, pois muitos solos utilizados para o plantio são contaminados pela atividade e continuam a ser utilizados (HU & DING, 2009).

2.1.1. Metais pesados

A definição do termo “metais pesados” é controversa, encontrando-se na literatura diversas designações com base em critérios variados (KABATA - PENDIAS & MUKHERJEE, 2007). De acordo com a definição baseada na densidade, são considerados metais pesados os elementos químicos e suas formas iônicas que possuem densidade igual ou superior a 6 g cm^{-3} (REIS et al., 2007). De acordo com Gonçalves et al. (2000) alguns destes metais são essenciais para as plantas (Fe, Zn, Cu e Mn) atuando como co-fatores enzimáticos em plantas, microrganismos e mamíferos, ou só têm função conhecida no metabolismo de animais (Cr, Co, Mo, e Se).

Um dos aspectos mais importantes que distingue metais pesados de outros poluentes tóxicos é o fato de sua toxicidade ser grandemente controlada pela sua especiação, ou seja, a forma em que a molécula ou íon encontra-se no solo (McBRIDRE, 1994). O estado de oxidação de alguns metais determina sua mobilidade e biodisponibilidade. Os metais apresentam diferenças dos contaminantes orgânicos, pois a maioria dos metais não sofre

degradação microbiana ou química, por isso, as concentrações no solo persistem por um longo tempo após a sua entrada (GUO et al., 2006).

Da mesma forma, alguns metais apresentam maiores perigos que outros, podendo-se citar o caso do Pb, Hg e o Cd que em teores elevados são tóxicos possuindo ação carcinogênica, teratogênico, causar doenças cardíacas crônicas entre outros efeitos deletério a diversos organismos vivos (SILVA et al., 2013).

A origem primária dos metais pesados no solo é o seu material de origem, uma vez que a maioria das rochas contém em sua composição grande número de metais. O teor natural dos elementos potencialmente tóxicos no solo varia em função dos fatores e processos de pedogênese relacionados, dentre os primeiros verifica-se a importância da composição química do material de origem. Nos solos, de um modo geral, são encontrados teores médios totais de Cu, Pb, Ni e Zn com ampla faixa de variação em mg kg^{-1} : 2-100, 20-500, 5-500 e 10-300, respectivamente (CAMARGO et al., 2001). Nos solos de Pernambuco foram encontrados teores de $9,25 \text{ mg kg}^{-1}$ para Cu, $19,61 \text{ mg kg}^{-1}$ para Zn e $6,79 \text{ mg kg}^{-1}$ para Ni, (Biondi et al., 2011).

A ideia de que apenas fertilizantes inorgânicos podem causar acúmulo de metais pesados no solo não é verdadeira. Mesmo em produções onde os agricultores substituem o fertilizante mineral pelo uso de matéria orgânica como fonte de nutrientes (prática bastante aceita pelo público consumidor que acredita está consumindo um produto saudável), é possível verificar níveis elevados de contaminantes como, por exemplo, metais pesados (MACHADO et al., 2008).

Sampaio et al. (2008) analisaram plantas de beterraba cultivadas em solos que receberam matéria orgânica proveniente da compostagem e encontraram altos níveis de Pb e Ni, tornando as raízes de beterraba impróprias para consumo.

2.1.2. Interações dos metais pesados com o solo

O solo apresenta uma grande capacidade de decompor ou inativar materiais potencialmente prejudiciais ao meio ambiente. A maioria dos solos possui a capacidade de retenção de metais pesados, mas se essa capacidade for ultrapassada, os metais presentes no meio tanto podem ser lixiviados, colocando em risco a qualidade das águas subterrâneas e superficiais, entrando na cadeia alimentar dos organismos vivos (CASARTELLI & MIEKELEY, 2003).

Uma vez no solo, os metais pesados podem sofrer reações químicas, que os tornam mais biodisponíveis (MEURER et al., 2004)

Dentre as reações químicas que afetam a biodisponibilidade de metais pesados em solos, a adsorção de metais à fase sólida merece atenção. Esta reação controla as concentrações de íons metálicos e de complexos na solução do solo e exerce influência na absorção destes metais pelas raízes das plantas (SANTOS, 2005).

A adsorção de íons na fase sólida mineral e orgânica ocorre devido às cargas elétricas de superfície, positivas ou negativas que atraem ânions ou cátions, respectivamente. A força de retenção dos íons na interface sólido-solução é determinada pelo tipo de interação entre os íons e a superfície de partículas. Quando a interação é de natureza eletrostática, os íons são retidos por forças físicas (van der Waals), caracterizando a adsorção não específica caracteriza-se pelas reações rápidas, reversíveis e relativamente fracas, sendo altamente dependente do balanço de cargas elétricas na superfície das partículas, uma vez que o processo está fundamentado em atração elétrica, assim a afinidade do colóide é maior pelos cátions que apresentam maior valência e menor raio de hidratação (SPOSITO, 1989; MEURER et al., 2004; SANTOS., 2005).

A adsorção específica envolve interações estáveis, regida pela formação de ligações covalentes ou eletrostáticas com os grupos OH^- e/ou O^- nas superfícies desses colóides. Os metais podem ficar retidos nos sítios negativos presentes nas estruturas cristalinas dos argilominerais expansivos e nos óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, formando complexos de esfera interna (SPOSITO, 2008). A adsorção específica é comum entre os metais pesados, como Cu, Zn, Co e Cd, devido ao pequeno raio iônico e a grande quantidade de cargas elétricas no núcleo atômico (Yu, 1997). Esse processo tem sido usado para explicar a razão pela qual o solo adsorve determinados íons em concentrações superiores a sua capacidade de troca de cátions (PHILLIPS, 1999).

As diversas espécies de argilominerais influenciam diferentemente o comportamento dos solos no que diz respeito à capacidade de adsorção, além da atividade e condutividade hidráulica. Em solos tropicais, que apresenta mineralogia relativamente simples, sendo constituídos principalmente de caulinita, óxidos de ferro (hematita, goethita e magnetita), óxidos de alumínio (gibbsita) e menores proporções de minerais do tipo 2:1 (vermiculita), a adsorção de íons metálicos pode ocorrer por meio da formação de ligações covalentes ou eletrostáticas com os grupos funcionais da superfície dos óxidos. Nos argilominerais expansivos, os grupos funcionais estão presentes nos espaços octaédricos das estruturas

cristalinas e, nestes sítios, supõe-se que alguns metais sejam fortemente adsorvidos como complexo de esfera interna (TRIVEDI & AXÉ, 1999).

2.1.3. Matéria orgânica

A matéria orgânica presente no solo consiste de uma mistura de compostos em vários estágios de decomposição, resultantes da degradação química e microbiológica de resíduos vegetais e animais, podendo ser operacionalmente classificada em substâncias húmicas e substâncias não húmicas (BAYER & MIELNICZUK, 1999).

Além de ser uma importante condicionadora do solo e uma excelente fonte de nutrientes para as plantas, a matéria orgânica tem a característica de formar complexos estáveis com cátions metálicos, assim, em locais contendo um elevado teor de matéria orgânica solúvel, de modo que esta seja rica em grupos funcionais com cargas negativas, a retenção é quase que completa (WANG et al., 1995; YU et al., 2001).

No entanto, em certas condições de pH, a matéria orgânica poderá solubilizar ou imobilizar metais. Em terras ácidas, por exemplo, a formação de complexo ou quelatos solúveis podem influenciar o movimento do metal no solo, principalmente na forma coloidal (EGLI et al., 1999; DENAIX et al., 2001). McBride (1989) sugere a seguinte sequência de preferência na complexação pela matéria orgânica: $Cu > Ni > Pb > Co > Ca > Zn > Mg$. Os metais citados no início da sequência formam complexos de esfera interna com os grupos funcionais por coordenação, no entanto, os últimos formam complexos de esfera externa, permitindo a troca.

Cátions metálicos com maior eletronegatividade se ligam a matéria orgânica do solo com maior intensidade (McBRIDE, 1994). Ainda sob condições extremamente ácidas (PCZ entorno de 2,5), o colóide exibe carga positiva e, assim, tem pequena capacidade adsortiva. Em condições alcalinas, a capacidade adsortiva do húmus excede consideravelmente a da maioria das argilas silicatadas, ficando o metal imóvel no solo (OLIVEIRA, 1998).

Araújo et al. (2002) utilizaram análise de trilha para mostrar a relação entre os atributos de adsorção obtidos para o Cd, Cu e Zn, e os atributos de uma série de solos tropicais. Eles demonstraram que os principais atributos do solo responsáveis pela retenção de Cd e Zn foram o teor de argila, carbono orgânico (CO) e CTC efetiva, destacando-se o CO em função dos maiores valores do efeito direto. Para esses dois elementos, a adsorção não específica exerceu papel importante na retenção dos mesmos em solos intemperizados. Em relação ao Cu, as variáveis do solo que apresentaram correlações simples significativas com a

adsorção do elemento foram o CO, CTC efetiva, teores de argila e de óxido de alumínio. A predominância dos mecanismos de retenção do Cu com a argila e o carbono orgânico é confirmada por diversos autores (MATOS et al., 1996; MATOS et al., 2001; ARAÚJO et al., 2002; SILVEIRA et al., 2002). No caso de Cd e Zn, a elevada solubilidade desses elementos no solo é um indicativo de ligação não específica ou da formação de esfera externa (MATOS et al., 2001)

2.1.4. Influência do pH

O valor do pH é um dos fatores mais importantes no controle da concentração de metais na solução do solo (AMARAL SOBRINHO et al., 1992). A modificação do pH afeta diretamente as características dos componentes minerais e orgânicos da fase sólida cujas cargas são dependentes de pH (UREN, 1992), determinando a reatividade dos seus grupos funcionais de superfície, tais como: carboxil (-COOH), hidroxil (-OH), óxidos de ferro (Fe]-OH), óxidos de alumínio (Al]-OH) e silanol (Si]-OH), tais grupos originarão as cargas positivas ou negativas através da adsorção ou dessorção de prótons (íons H^+) ou de íons hidroxil (OH^-) pelos grupos funcionais de superfícies, influenciando no grau de ionização e especiação dos elementos (AMARAL SOBRINHO et al., 1992; MEURER et al., 2004).

A biodisponibilidade da maioria dos metais no solo decresce com o aumento do pH, principalmente pela aplicação de calcário que aumenta as cargas negativas nas superfícies das partículas, atraindo, então, cátions e conseqüentemente favorecendo uma maior adsorção (OLIVEIRA, 1998), ainda em condições neutras e alcalinas, as reações de precipitação e complexação são favorecidas tornando o metal menos biodisponível (ELLIOTT et al., 1986). No entanto, a magnitude de adsorção varia conforme o metal e o tipo de solo.

Segundo a literatura, o Cu pode formar hidróxidos e precipitar a pH elevado, sendo desta forma o pH um dos principais responsáveis pela biodisponibilidade do Cu no solo (YIN et al., 2002; RODRIGUEZ-RUBIO et al., 2003).

Em situações de pH relativamente mais elevados, os metais que têm sua adsorção mais afetada são o Cu e Pb em relação ao Cd, Zn e Co (ABD-ELFATTAH & WADA, 1981).

Dentro de certas condições de pH, o solo pode funcionar como adsorvente, uma vez que os óxidos de Fe, de Mn, e de Al presentes desempenham papel importante na imobilização de metais pesados no solo (ARAÚJO et al., 2002). A adsorção desses metais aos óxidos de Al pode ocorrer por meio de ligações covalentes com OH e ou O na superfície desses colóides (HSU, 1989). Os óxidos de Fe apresentam o PCZ em média entre 7,0 e 9,0 e,

portanto, não adsorvem a maioria dos metais em solos ácidos (McBRIDE et al., 1997). Já os óxidos de Mn possuem superfícies carregadas negativamente em pH ácido (PCZ de 1,5 a 4,6), adsorvendo fortemente os metais (ABREU, 2002).

2.1.5. Toxicidade e bioacumulação de metais pesados

Os efeitos tóxicos dos metais sempre foram considerados como eventos de curto prazo, agudos e evidentes. Ocorrências a médio e longo prazo se destacam, e as relações causa/efeito são pouco evidentes e quase sempre subclínicas (HU, 2000). De um modo geral, esses efeitos são difíceis de serem distinguidos, pois podem ser provocados por outras substâncias tóxicas ou por interações entre esses agentes químicos. A manifestação dos efeitos tóxicos está associada à dose e pode distribuir-se por todo o organismo, afetando órgãos, alterando os processos bioquímicos, organelas e membranas celulares (PAULA, 2006).

A exposição da população ao metal tem se tornado um fenômeno global, pois o nível de exposição depende de sua forma (elementar/inorgânica/orgânica) e dos diversos meios em que vivemos e das diferentes maneiras que nos alimentamos. Por outro lado, a exposição pode ser ambiental ou profissional. São inúmeras as atividades industriais que podem ocasionar contaminação ambiental por metais pesados. Atualmente, as fábricas e reformadoras de baterias, reparadores de radiadores, fundições secundárias, incluindo refino de metais, constituem as principais fontes de contaminação ambiental e ocupacional por metais pesados como chumbo, cádmio, mercúrio, manganês, níquel, etc.

Uma pesquisa realizada pela Organização Pan-americana de Saúde (PAHO) divulgou dados oriundos de estudos que avaliaram a exposição de chumbo na população brasileira. De acordo com esse estudo, os níveis de chumbo em adultos que viviam próximos a fontes fixas de emissão de chumbo eram de $27,2 \mu\text{g dL}^{-1}$ e para crianças $39,0 \mu\text{g dL}^{-1}$, valores altos quando comparados com o valor de referência de 20 - 150 $\mu\text{g/L}$ (ROMIEU et al., 1997).

A água é um veículo de contaminação de grande relevância podendo auxiliar na ingestão ou contato dérmico com o metal. Ramalho et al. (1998), estudando a deposição de metais pesados decorrente do uso de insumos agrícolas na microbacia de Caetés, Rio de Janeiro, reportaram teores Zn, Pb, Cu e Mn superiores aos limites estabelecidos pelo CONAMA (2005), devido ao uso contínuo de agroquímicos.

Os lixões a “céu aberto” têm causado grandes preocupações devido à queima e liberação de fumaça para a atmosfera, além da produção de chorume com a presença de

metais pesados (SEGURA-MUÑOZ et al., 2004). Celere et al. (2007) analisaram os níveis de metais pesados no chorume gerado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, e constataram altos valores de zinco ($9,1 \text{ mg L}^{-1}$) e chumbo ($2,1 \text{ mg L}^{-1}$) comparados aos valores permitidos: $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente.

De maneira geral, dentro do organismo, a maioria dos metais pesados pode encontrar o enxofre na forma de um radical-SH (sulfidrina) que ocorrem comumente nas enzimas que controlam a velocidade de reações metabólicas de importância crítica no corpo humano, ligam-se rapidamente aos cátions de metais pesados ingeridos ou a moléculas contendo tais metais. Pelo fato da ligação resultante metal-enxofre afetar a atividade enzimática, compromete o transporte celular, causando mudanças nas funções das proteínas. Para alguns metais pesados, como o mercúrio, a forma mais tóxica é a que tem grupo alquila ligados ao metal, compostos solúveis no tecido animal e que podem passar através das membranas biológicas (SILVA, 2005).

Quando é feita a avaliação do risco devido à exposição de metal pesado, fatores como idade, gênero, nutrição, estado sócio-econômico, condições de exposição, duração de exposição, variabilidade genética e suscetibilidade têm que ser consideradas para uma aproximação real (DOREA, 2004). Quando se trata de organismo, a biodisponibilidade e a reação destes metais podem ser influenciadas por interações com outros elementos. Assim, a assimilação de chumbo, por exemplo, é maior em pessoas cuja dieta é pobre em cálcio, ferro ou fosfatos. A assimilação de zinco reduz a assimilação de cobre, mas protege contra a toxicidade de cádmio e chumbo. Uma dieta pobre em fosfato favorece a toxicidade do alumínio, que normalmente não é elemento tóxico ao homem. Entretanto, a quantidade desses metais tem aumentado significativamente e seus efeitos tóxicos têm gerado problemas de saúde permanentes, tanto para seres humanos como para o ecossistema.

O aumento progressivo das concentrações de metais ao longo de uma cadeia alimentar pode ser classificado como biomagnificação. O mercúrio é um bom exemplo de metal pesado altamente tóxico e com grande capacidade de biomagnificação (KEHRIG et al., 2011). Muitos organismos aquáticos podem bioconcentrar metais pesados. Ostras e mexilhões podem conter níveis de mercúrio e cádmio 100 mil vezes maiores que os das águas nas quais vivem (BAIRD, 2002).

O estudo da acumulação de metais pesados em vegetais é de fundamental importância a fim de avaliar os potenciais riscos de contaminação alimentar (GOMES et al., 2006). Essa acumulação não se dá de forma regular, sendo os níveis de metais dependentes principalmente da espécie e órgão estudado (MACHADO et al., 2008). As hortaliças, em especial folhosas,

quando comparadas com outros tipos de plantas como cereais, gramíneas e olerícolas tuberosas tendem a acumular maiores quantidades de metais pesados (MANTOVANI et al., 2003).

A presença de altas concentrações de metais pesados pode promover fitotoxidez. Cunha et al. (2007) estudaram os efeitos da toxidez de Cd e Zn e, para isto, aplicaram doses crescentes desses metais em solos cultivados com plantas de milho e verificaram que a toxidez gerada pelo Cd promoveu clorose, encarquilhamento e enrolamento de folhas, restringindo a capacidade fotossintética; já para o Zn, os sintomas tóxicos que se sobressaíram foram clorose internerval e marginal, associada à necrose no ápice e margens das folhas. Neste mesmo sentido, Lima et al. (2013) observaram que a toxidez de Pb interferiu na absorção e distribuição de micronutrientes nos diversos órgãos das hortaliças, causando desbalanço nutricional.

Os vegetais que apresentam elementos tóxicos como cádmio, chumbo, cromo e níquel, em níveis acima do permitido são capazes de causar distúrbios neurológicos, problemas intestinais além de distúrbios genéticos nos seres humanos (TURKDOGE et al., 2002; MACHADO et al., 2008; SANTOS, 2009).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Local de coleta

Os solos e materiais vegetais utilizados para análises foram oriundos de áreas produtoras de hortaliças do município de Vitória de Santo Antão, considerado o maior produtor de folhosas de Pernambuco (BRAGA, 1998), localizado na mesorregião da Zona da Mata do Estado de Pernambuco. A microrregião da Vitória de Santo Antão apresenta clima tipo As' na Classificação Climática de Köppen-Geiger, com temperaturas altas, estação seca mais demorada, pluviosidade média anual entre 1.008 mm e 1.395 mm. O período de chuvas vai de março a julho e nestes meses ocorrem em média 70% da precipitação anual (SUDENE, 1978).

Nessa região o manejo do solo, para o plantio das hortaliças, é feito de forma semelhante, independente do tipo de cultura e da classe de solo. O plantio é feito em canteiros com altura de 0,20 a 0,40 m e comprimento variado. A irrigação é realizada diariamente, exceto quando chove, sem levar em consideração a necessidade da cultura ou umidade do

solo Quando a produtividade das culturas torna inviável o cultivo é de praxe o abandono da área e a migração para outra, no intuito de iniciar tudo novamente.

Para o desenvolvimento deste trabalho foi estabelecida uma parceria com o Instituto Agrônomo de Pernambuco – IPA e Associação de Produtores de Hortaliças de Vitória de Santo Antão, com o objetivo de identificar problemas relacionados ao manejo do solo e produtividade agrícola. Foram selecionadas cinco áreas com sistema de manejo típico da região e cinco áreas adjacentes, onde o cultivo de hortaliças foi abandonado pelos agricultores devido a baixa produtividade, que serviram como comparativo. Não foram encontradas áreas de preservação ou com pouca intervenção antrópica dada a grande exploração agrícola na região. As áreas, coordenadas geográficas, classe e textura do solo encontram-se na tabela 1.

Tabela 1. Áreas, coordenadas geográfica, classe e textura dos solos.

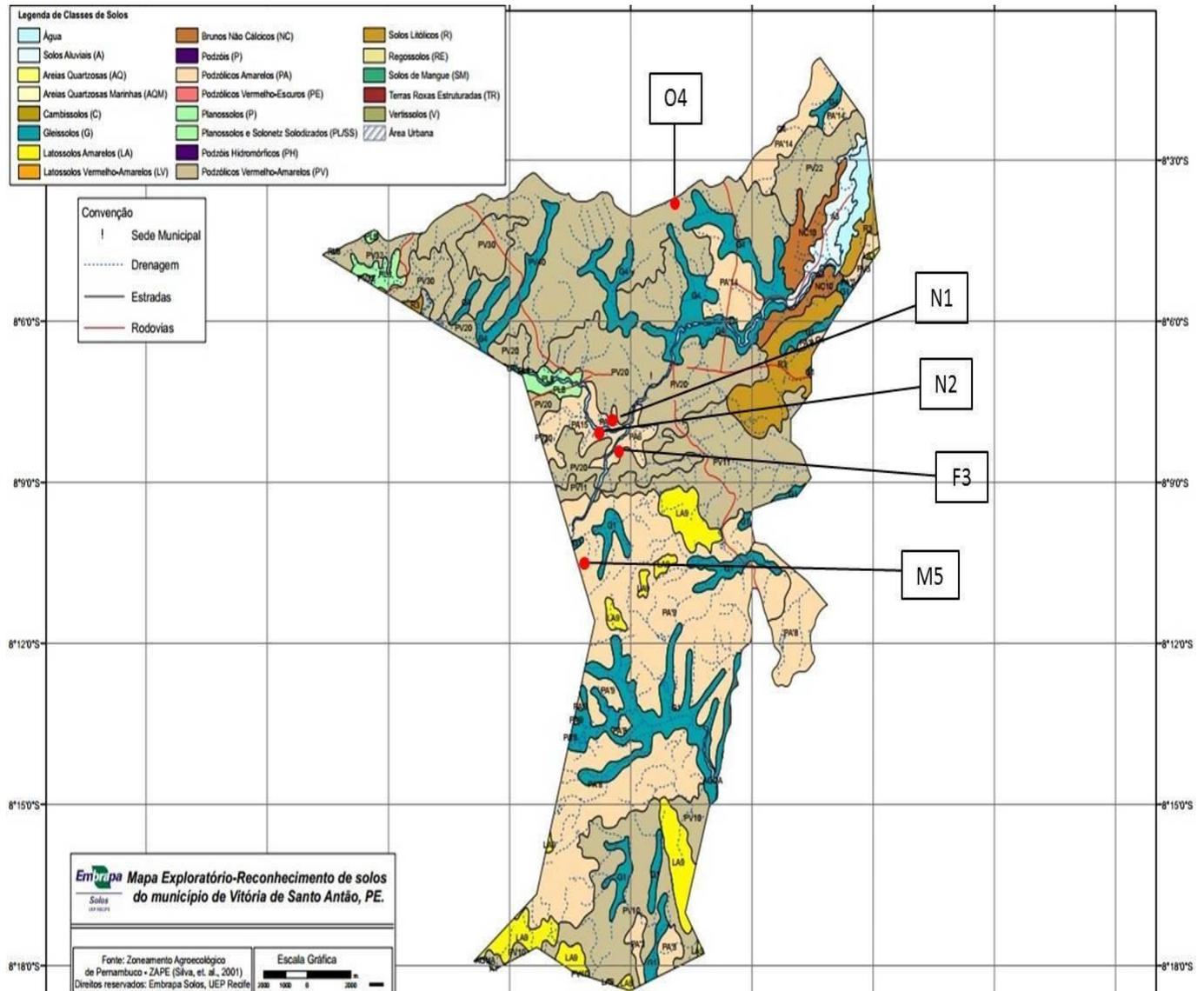
Áreas	Ambiente	Sigla	Coordenadas geográficas	Classe e Textura do solo
Natuba Várzea	Cultivado	NC1	S 08 08 485, W 35 18 587	Argissolo Amarelo/Franco-Arenosa
Natuba Encosta	Cultivado	NC2	S 08 08 625, W 35 18 600	Argissolo Vermelho-Amarelo/Franco-Arenosa
Figueira	Cultivado	FC3	S 08 08 136, W 35 18 160	Argissolo Amarelo/Franca
Oiteiro	Cultivado	OC4	S 08 04 210, W 35 17 707	Argissolo Vermelho-Amarelo/Franco-Arenosa
Mocotó	Cultivado	MC5	S 08 11 091, W 35 20 289	Argissolo Amarelo/Franco-Arenosa
Natuba Várzea	Sem Cultivo	NR1	S 08 08 465, W 35 18 549	Argissolo Amarelo/Franco-Arenosa
Natuba Encosta	Sem Cultivo	NR2	S 08 08 623, W 35 18 526	Argissolo Vermelho-Amarelo/Franco-Arenosa
Figueira	Sem Cultivo	FR3	S 08 08 067, W 35 18 161	Argissolo Amarelo/Franca
Oiteiro	Sem Cultivo	OR4	S 08 04 192, W 35 17 456	Argissolo Vermelho-Amarelo/Franco-Arenosa
Mocotó	Sem Cultivo	MR5	S 08 11 369, W 35 20 179	Argissolo Amarelo/Franco-Arenosa

As áreas de estudo estão localizadas dentro do mesmo limite geográfico, com uma pequena variação nas áreas O4 e M5 (nos ambientes com e sem cultivo de hortaliças) que estão localizadas mais ao norte e mais ao sul, respectivamente.

Quanto à formação pedológica, podem-se observar na Figura 1 que os solos da região são representados pelos Latossolos Amarelos e Vermelhos Amarelados nos topos planos, sendo bem drenados e profundos, pelos Gleissolos de Várzea, com solos orgânicos e

encharcados, dos Cambissolos e solos aluviais. As áreas que foram escolhidas para este estudo apresentam os Argissolos Amarelos e Vermelhos Amarelados, sendo pouco profundos e bem drenados.

Figura 1. Mapa pedológico dos solos do município de Vitória de Santo Antão-PE.



Os pontos em vermelho indicam a localização das áreas de estudo.

Fonte: Adaptado da Embrapa (2000).

Agrotóxicos utilizados: Conforme entrevistas feitas entre os produtores, foi possível listar alguns agrotóxicos mais utilizados para a produção de hortaliças (Tabela 2). A utilização de agrotóxico foi iniciada devido aos problemas constantes com infestação de pragas e de doenças na região, acarretando prejuízos significativos para os agricultores. Estes produtos são aplicados semanalmente e, quando há incidência de pragas e doenças, a cada dois dias. O período de carência não é respeitado e muitos agricultores fazem aplicações de agrotóxicos

poucos dias antes da colheita, com o objetivo de que as pragas não danifiquem as hortaliças que serão destinadas ao comércio.

Tabela 2. Relação dos agrotóxicos, nome técnico, grupo químico, classe e classificação toxicológica utilizado nas áreas produtoras de hortaliças de Vitória de Santo Antão-PE.

Nome técnico	Grupo químico	Classe	Classe toxicológica	Elementos
Dithane	Ditiocarbamatos	F	III	Mn, Zn
Karate	Piretróides	I	II	Cl
Decis	Piretróides	I	II	Br
Malathion 500 CE	Organofosforado	I	II	P, S
Roundp	Glifosato	H	III	N
Cabrio Top	Ditiocarbamato	F	III	Zn
Cuprozeb	Ditiocarbamato	F	II	Cu, Zn, Mn
Sulfato de Cobre	Cuproso	F	III	Cu

Classe: F = Fungicida, I = Inseticida, H = Herbicida; Classe toxicológica: II = Muito tóxicos, III = Moderadamente tóxicos.

Outros fatores contribuíram para o aumento significativo do uso desses produtos como: a influência por parte do mercado interno, exigente em relação a aparência do produto (canais de revenda), a carência de serviços de extensão rural por parte do poder público aliada à negligência dos técnicos; e a pressão exercida pelos bancos, que na época usavam como pré-requisitos para a disponibilização de crédito rural aos agricultores o parâmetro quantitativo de agrotóxico empregado nos cultivos.

Fertilizantes utilizados: É comum o uso excessivo de esterco bovino e avícola como matéria orgânica, a fim de fornecer nutrientes às plantas e melhorar condicionamento físico do solo. Além de esterco, é comum entre os agricultores a aplicação de fertilizantes inorgânicos e orgânico. Sem nenhum tipo de análise, são feitas aplicações de calcário, fertilizantes ao longo do ciclo das culturas (Tabela 3).

Tabela 3. Lista de elementos contidos nos fertilizantes (fornecida pelo fabricante), tipo e via de aplicação desse insumo agrícola utilizado nas áreas produtoras de hortaliças de Vitória de Santo Antão-PE

Fertilizantes	Tipo	Via de aplicação	Elementos
Uréia	Inorgânico	Solo	N
10-0-20	Inorgânico	Solo	N, P, K
6-24-12	Inorgânico	Solo	N, P, K
Biopiról	Orgânico	Foliar	Mg, S, B, Cu, Mn, Zn, Fe
Biorganico	Orgânico	Foliar	P, Mg, S, B, Cu, Mn, Zn, Fe
Vitafol Plus	Orgânico	Foliar	N, P, K, Mg, Mn, B, Mo, Co, Zn, Cu

A aplicação é feita a lanço no solo (Figura 2), quando se trata dos fertilizantes peletizados, e foliar, quando os produtos são líquidos. Essas aplicações são realizadas diariamente, visto que as áreas, normalmente, apresentam culturas em diferentes estados de desenvolvimento. Desta forma, além da dose recebida diretamente, há a dose que, de forma indireta, é recebida através da deriva (o vento leva as gotículas dos produtos aplicados). Todas as aplicações são feitas de forma indiscriminada, sem a análise de solo.

Figura 2. Aplicação de fertilizante a lanço em uma das áreas produtoras de hortaliças de Vitória de Santo Antão-PE.



Histórico de cultivo: segundo informações do presidente da Associação dos Produtores de Hortaliças de Vitória de Santo Antão a exploração das áreas inicia-se com a chegada da família Dourado, estabelecendo-se por meio da criação de animais, cultura de subsistência, plantio de cana-de-açúcar e, posteriormente, com o plantio de hortaliças, uma vez que as outras culturas não obtiveram sucesso. Devido o grande volume de fertilizantes e agrotóxicos aplicados, muitas áreas foram classificadas como inapropriadas para o cultivo pela Agência de Vigilância Sanitária – ANVISA, e, como consequência, os agricultores foram multados. Nas tabelas 4 e 5 estão descritas as características das áreas de estudo.

Tabela 4. Informações sobre os ambientes cultivados de Vitória de Santo Antão-PE, transmitidas pelos agricultores.

Informação	NC1	NC2	FC3	OC4	MC5
Área cultivada (ha)	20	15	10	10	10
Cultura implantada	Alface, cebolinha e coentro.	Alface, cebolinha e coentro.	Alface, cebolinha e coentro.	Alface, cebolinha e coentro.	Alface, cebolinha e coentro.
Produção média (t/mês)	50, 5 e 10	45, 4 e 8	40, 4 e 5	50, 5 e 20	50, 7 e 15
Comercialização	45% CEASA, 24% Supermercados do Recife, 19% feiras livre região, 6% outras cidades e 6% outros estados.	40% CEASA, 30% supermercados do Recife, 20% feiras livre região e 10% outras cidades.	30% CEASA, 25% supermercados do Recife, 45 % feiras livre da região.	40% CEASA, 40% supermercados do Recife, 20 % feiras livre da região.	35% CEASA, 50% supermercados do Recife, 15 % feiras livre da região.
Tempo de cultivo de hortaliças	40 anos	35 anos	20 anos	20 anos	20 anos
Topografia	Baixada plana	Encosta	Baixada plana	Área plana	Encosta
Fertilizantes mais usados?	Uréia, N-P-K, Biopiról	Uréia, N-P-K, Biorganico	N-P-K, Biopiról, Biorganico, Vitafol Plus	N-P-K, Biopiról, Biorganico, Vitafol Plus	N-P-K, Biopiról, Biorganico, Vitafol Plus
Agrotóxicos mais usados?	Dithane, Decis, Roundp, Cuprozeb, Cabrio Top, Malathion	Dithane, Decis, Roundp, Cuprozeb, Cabrio Top, Malathion	Decis, Roundp, Cuprozeb, Cabrio Top, Sulfato de Cobre	Dithane, Decis, Roundp, Cuprozeb, Malathion	Dithane, Decis, Roundp, Cuprozeb, Malathion
Usa matéria orgânica?	Sim. Esterco bovino e cama de galinha	Sim. Esterco bovino e cama de galinha	Sim. Esterco bovino e cama de galinha	Sim. Esterco bovino e cama de galinha	Sim. Esterco bovino e cama de galinha
Sistema de irrigação	Microaspersão	Microaspersão	Microaspersão	Microaspersão	Microaspersão
Possui assistência técnica?	Sim. IPA	Sim. IPA	Não	Não	Não
Faz análise de solo?	Não	Não	Não	Não	Não
Correção do solo	Calagem	Calagem	Calagem	Calagem	Calagem
Faz uso de EPI?	Não	Não	Não	Não	Não

De um modo geral, parte da produção é destinada ao CEASA, vendidas para atravessadores que, por sua vez, é destinada aos grandes conglomerados de supermercados do

grande Recife e em menor proporção são comercializadas nas feiras livres das cidades circunvizinhas.

Tabela 5. Informações sobre os ambientes sem cultivo de Vitória de Santo Antão-PE, transmitidas pelos agricultores.

Informação	NR1	NR2	FR3	OR4	MR5
Área (ha)	1	2	1	3	4
Tempo de cultivo (Período em anos)	1960-2000	1970-1999	1980-2000	1975-1990	1970-2000
Culturas passadas	Alface, cebolinha e coentro.	Alface, cebolinha e coentro.	Alface, cebolinha e coentro.	Alface, cebolinha e coentro.	Alface, cebolinha e coentro.
Vegetação Atual	Capoeira	Capoeira	Capoeira	Capoeira	Capoeira
Topografia	Baixada Plana	Encosta	Encosta	Encosta	Encosta
Fertilizantes utilizados	Uréia, N-P-K, Biopiról,	Uréia, N-P-K, Biorganico	N-P-K, Biopiról, Biorganico, Vitafof Plus	N-P-K, Biopiról, Biorganico, Vitafof Plus	N-P-K, Biopiról, Biorganico, Vitafof Plus
Agrotóxicos utilizados	Dithane, Decis, Roundp, Cuprozeb, Cabrio Top, Malathion	Dithane, Decis, Roundp, Cuprozeb, Cabrio Top, Malathion	Decis, Roundp, Cuprozeb, Cabrio Top	Dithane, Decis, Roundp, Cuprozeb, Malathion	Dithane, Decis, Roundp, Cuprozeb, Malathion

As áreas sem cultivo (atualmente) foram exploradas economicamente por um período que variou de 15 a 40 anos e foram abandonadas por causa da baixa produtividade, surgindo uma vegetação espontânea (capoeira).

3.2. Amostragem

3.2.1. Solos

As coletas das amostras de solo foram feitas em dois ambientes distintos: nos ambientes cultivados (AC) e nos ambientes sem cultivos (AR - área adjacente, onde há predominância de pastagem), em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm). Nas áreas de cultivo foram feitas coletas nas linhas de plantio, um total de 10 amostras simples para cada amostra composta. Já na área sem cultivo, as amostras foram coletadas em ziguezague, sendo coletadas 10 amostras simples para cada amostra composta. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados, lacrados e armazenados em temperatura ambiente e encaminhadas para o laboratório de Fertilidade do Solo da UFRPE.

As amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de nylon de 2 mm de malha para caracterização química (EMBRAPA, 1999).

3.2.2. Material vegetal

Para a avaliação dos teores de metais pesados nas hortaliças, nas mesmas áreas de amostragem do solo, foram coletadas amostras da parte comestível das seguintes hortaliças: Alface (*Lactuca sativa*), Coentro (*Coriandrum sativum*) e Cebolinha (*Allium fistulosum*). A coleta foi feita em ziguezague, coletando-se 40 folhas de alface por hectare. O coentro e a cebolinha foram coletados separadamente, seguindo o mesmo esquema de caminhamento descrito anteriormente para a alface, com cinco plantas inteiras e sem raiz para compor uma amostra. Todo o material vegetal foi lavado com água corrente, água destilada e armazenados em sacos de papel. Em seguida, esse material foi seco em estufa de circulação forçada a 65°C, até peso constante e, posteriormente, passado em moinho de facas e reservados em sacos plásticos para análise química.

3.2.3. Coleta de água

Foram coletadas amostras de água do rio Natuba, que abastece as áreas N1, N2 e F3, e de barragens localizadas nas áreas O4 e M5. As amostras foram coletadas com frascos de polietileno, em pontos diferentes do rio e barragens, evitando locais com água turva, durante cinco meses, entre Agosto e Dezembro de 2012, sempre na primeira semana de cada mês, coletando em média vinte subamostras de 2 L para formar uma amostra de 300 mL. Os recipientes usados para a coleta das águas eram previamente imersos em solução ácida (HCl a 3%) durante 24 horas para limpeza. Após a coleta, as amostras foram filtradas com papel de filtro qualitativo, acondicionadas em geladeira a 4°C, e analisadas. As análises das águas consistiram na determinação dos teores totais dos metais pesados Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Cr, Fe e Zn. Esses valores foram comparados com os atributos estabelecidos pela resolução n° 430 do CONAMA-MMA de 13/05/2011, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

3.3. Análises Químicas do solo

Nas amostras de solos coletadas foram determinados os seguintes atributos: pH (em H₂O e em KCl, relação 1:2,5); sódio e potássio trocáveis por fotometria de emissão de chama e fósforo disponível por colorimetria, após extração com extrator Mehlich-1; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ trocáveis por titulação, após extração com solução de KCl; H⁺ + Al³⁺ extraídos com

solução de acetato de cálcio a pH 7,0 e determinados por titulometria com NaOH (EMBRAPA, 1999). O carbono orgânico foi determinado pelo método do Walkey-Black (SILVA et al., 1999). A partir dos dados obtidos foram calculados: soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions total (T) e efetiva (t), saturação por bases (V%) e por alumínio (m%).

3.4. Caracterização Física do solo

Foi realizada a análise da granulometria pelo método da pipeta; as frações de argila e de silte foram determinadas por sedimentação, após dispersão com hexametáfosfato de sódio, e a fração areia foi obtida por peneiramento (ABNT, 1995). A densidade do solo foi obtida pelo método do cilindro volumétrico e porosidade total do solo obtida por cálculos matemáticos seguindo a metodologia da EMBRAPA (1997).

3.5. Abertura das amostras e controle de qualidade das análises de metais pesados em solos e materiais vegetais

Com o objetivo de determinar os teores totais dos metais pesados Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Cr, Fe e Zn, uma alíquota de 10 cm³ do solo foi macerada em almofariz de ágata e passada em peneira de 0,3 mm de abertura (ABNT n° 50), com malha de aço inoxidável.

A digestão das amostras de solo e planta baseia-se no método EPA 3051A (USEPA, 1998), estabelecido na resolução do CONAMA.

Para este procedimento, foi transferido 1g das amostras de solo para tubos de teflon, onde foram adicionados 9 mL de HNO₃ e 3 mL de HCl. O conjunto foi mantido em sistema fechado, forno de microondas (MarsXpress), por 5 minutos e 40 segundos na rampa de temperatura, tempo necessário para atingir 175°C, mantendo-se esta temperatura por mais 4 minutos e 30 segundos. Após resfriamento, as amostras foram transferidas para balões certificados (NBR ISO/IEC) de 50 mL, sendo o volume dos balões completado com água ultra pura e os extratos filtrados em papel de filtro lento. As digestões dos materiais vegetais seguiram o mesmo procedimento descrito anteriormente para solo, alterando apenas o peso da amostra, nesta situação foram pesados 0,5 g de planta.

O controle de qualidade da análise foi realizado utilizando soluções multielementares de referência (spikes) com concentrações conhecidas dos metais analisados (Cr, Pb, Cd, Fe, Zn, Cu, Ni e Mn), e amostras com teores de metal certificados pelo National Institute of

Standards and Technology (NIST, 2002). As amostras de solo (SRM 2711 Montana soil - Moderately elevated trace element concentrations) e folhas de espinafre (SRM 1570a Trace Elements in Spinach) foram analisadas em triplicata.

As curvas de calibração para a determinação dos metais pesados foram preparadas a partir de padrões 1000 mg L⁻¹ (TITRISOL®, Merck) utilizando-se água ultra pura para a diluição. Os metais foram dosados em espectrômetro de emissão ótica (ICP-OES/Optima 7000, Perkin Elmer (Laboratório de Fertilidade do Solo da UFRPE).

3.6. Análise Estatística

Para as comparações entre as áreas cultivadas, considerou-se o delineamento em blocos, sendo as cinco áreas os blocos e os dois ambientes (área cultivada e sem cultivo) os tratamentos, para cada camada de solo coletada (0-20, 20-40 e 40-60 cm). Os resultados experimentais foram analisados com a aplicação do teste F à análise de variância, teste de Tukey (P<0,05), além de correlações de Pearson a 1% e 5% de probabilidade entre os atributos químicos do solo e os metais. Para estas análises, foi utilizado o software SAEG 9.0 (2007), desenvolvido pela Universidade Federal de Viçosa, MG.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Atributos químicos e físicos do solo

Os resultados das análises de fertilidade do solo são mostrados na tabela 6. De um modo geral, o pH em H₂O dos solos se mostraram acima de 6,00, exceto na área MR5 e FC3 na camada de 40-60 cm, devido à prática de calagem realizada sem critérios e de forma rotineira. É possível observar valores altos, entre 7,13 a 8,64, acima da faixa ideal para as culturas olerícolas (5,5 a 6,5), onde ocorre a disponibilidade da maioria dos nutrientes. Os valores de pH em KCl foram menores do que os de pH em H₂O, situação que evidencia a predominância de carga líquida negativa. Neste caso, a capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos supera a capacidade de troca aniônica (CTA). Resultados semelhantes a estes foram observados por Oliveira et al. (2003) e Fernandes et al. (2008).

Os valores de fósforo (P) se mostraram bem acima do valor encontrado por Sobral et al. (2011) em solos cultivados com cana-de-açúcar no município de Goiana-PE (14 mg dm⁻³). Isto é devido às grandes quantidades de fertilizantes fosfatados aplicados no solo sem análise prévia, corroborando com o encontrado por Ribeiro (2011), que além do P, também encontrou altos níveis de amônia e coliformes termotolerantes em solos e água na mesma localidade.

Tabela 6. Caracterização química e física das amostras de solo nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm das áreas com e sem cultivo de hortaliças em Vitória de Santo Antão-PE.

Atributos	Camada (cm)	Áreas de cultivo e sem cultivo									
		NC1	NC2	FC3	OC4	MC5	NR1	NR2	FR3	OR4	MR5
pH (H ₂ O) ⁽¹⁾	0-20	7,14	6,73	6,27	6,41	6,02	8,15	6,78	6,37	6,42	5,05
	20-40	7,23	7,09	6,23	6,57	6,45	8,64	6,87	6,87	6,54	4,73
	40-60	7,25	7,13	5,74	6,29	6,42	8,44	6,95	6,71	6,22	4,57
pH (KCl) ⁽¹⁾	0-20	6,67	6,24	5,61	6,00	5,13	7,29	5,94	5,61	5,64	3,77
	20-40	6,67	6,44	4,98	5,89	5,29	7,49	6,00	5,86	5,60	3,71
	40-60	6,81	6,28	4,18	5,26	5,06	7,54	6,07	5,55	5,17	3,70
H+Al (cmol _c dm ⁻³) ⁽¹⁾	0-20	1,92	2,32	3,20	1,60	4,40	0,56	2,80	2,80	1,60	8,00
	20-40	1,92	1,36	3,12	1,52	3,22	0,08	2,40	2,42	1,28	7,20
	40-60	1,60	1,20	4,56	2,40	3,20	0,08	2,16	2,40	2,00	5,60
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³) ⁽¹⁾	0-20	5,70	3,55	3,50	2,05	2,20	5,25	2,70	4,75	1,90	1,25
	20-40	5,50	3,25	0,25	1,45	3,00	2,95	2,45	4,50	1,15	1,15
	40-60	4,65	3,75	4,10	1,70	2,65	3,35	2,40	5,75	1,05	1,60

(1): Embrapa (1999); (2): Silva et al. (1999); (3): Cálculos

Continuação...

Atributos	Camada (cm)	Áreas de cultivo e sem cultivo									
		NC1	NC2	FC3	OC4	MC5	NR1	NR2	FR3	OR4	MR5
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³) ⁽¹⁾	0-20	8,80	5,25	5,50	3,00	5,00	6,20	5,20	5,25	2,10	0,75
	20-40	7,00	5,00	6,50	1,75	5,75	5,80	4,80	5,00	1,25	0,00
	40-60	6,25	3,00	3,65	2,05	5,50	5,25	4,30	3,75	0,90	0,00
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³) ⁽¹⁾	0-20	0,00	0,00	0,00	0,05	0,05	0,00	0,00	0,05	0,05	1,25
	20-40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,05	2,00
	40-60	0,00	0,00	0,05	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,05	2,05
Na ⁺ (cmol _c dm ⁻³) ⁽¹⁾	0-20	0,66	0,41	0,53	0,23	0,23	3,29	0,10	0,23	0,04	0,07
	20-40	0,66	0,30	0,74	0,08	0,30	2,32	0,09	0,40	0,03	0,04
	40-60	0,53	0,20	1,38	0,24	0,40	2,61	0,13	0,96	0,02	0,03
K (cmol _c dm ⁻³) ⁽¹⁾	0-20	1,64	0,96	0,60	0,12	0,63	0,15	0,81	1,46	0,07	0,03
	20-40	1,53	0,39	0,25	0,13	0,42	0,09	0,37	1,56	0,04	0,07
	40-60	1,30	0,25	0,21	0,24	0,34	0,08	0,19	1,25	0,04	0,05
P (mg dm ⁻³) ⁽¹⁾	0-20	889	242	220	225	176	258	215	112	106	9
	20-40	482	467	51	118	161	162	291	115	46	4
	40-60	409	157	33	106	9	114	145	42	325	1
CO (g kg ⁻¹) ⁽²⁾	0-20	56,8	31,28	31,94	28,34	31,34	31,4	31,34	33,56	27,8	32,66
	20-40	29,36	23,6	24,44	21,86	25,34	24,2	25,94	29,54	22,88	28,34
	40-60	29,3	21,5	24,44	21,74	23,54	21,86	25,64	25,94	22,04	26,36
MO (g kg ⁻¹) ⁽²⁾	0-20	97,92	53,93	55,06	48,86	54,03	54,13	54,03	57,86	47,93	56,31
	20-40	50,62	40,69	42,13	37,69	43,69	41,72	44,72	50,93	39,45	48,86
	40-60	50,51	37,07	42,13	37,48	40,58	37,69	44,20	44,72	38,00	45,44
CTC Total (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	0-20	18,71	12,49	13,33	7,00	12,46	15,45	11,60	14,48	5,71	10,10
	20-40	16,61	10,31	10,86	4,93	12,69	11,23	10,11	13,88	3,74	8,46
	40-60	14,33	8,40	13,90	6,63	12,09	11,37	9,17	14,10	4,02	7,28
CTC Efetiva (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	0-20	16,79	10,17	10,13	5,45	8,11	14,89	8,80	11,73	4,16	3,35
	20-40	14,69	8,95	7,74	3,41	9,52	11,15	7,71	11,46	2,51	3,26
	40-60	12,73	7,20	9,39	4,23	8,94	11,29	7,01	11,70	2,07	3,73
SB (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	0-20	16,79	10,17	10,13	5,40	8,06	14,89	8,80	11,68	4,11	2,10
	20-40	14,69	8,95	7,74	3,41	9,47	11,15	7,71	11,46	2,46	1,26
	40-60	12,73	7,20	9,34	4,23	8,89	11,29	7,01	11,70	2,02	1,68
V (%) ⁽³⁾	0-20	89,74	81,43	76,00	77,15	64,68	96,38	75,87	80,67	71,98	20,77
	20-40	88,44	86,81	71,28	69,16	74,63	99,29	76,26	82,57	65,81	14,93
	40-60	88,84	85,72	67,19	63,79	73,53	99,30	76,45	82,98	50,19	23,12
m (%) ⁽³⁾	0-20	0,00	0,00	0,00	0,92	0,60	0,00	0,00	0,40	1,20	37,34
	20-40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,53	0,00	0,00	0,00	2,00	61,29
	40-60	0,00	0,00	0,50	0,00	0,56	0,00	0,00	0,00	2,40	54,90
PST (%) ⁽³⁾	0-20	3,51	3,28	3,98	3,25	1,86	21,32	0,82	1,57	0,71	0,65
	20-40	3,96	2,95	6,84	1,59	2,39	20,61	0,90	2,89	0,74	0,48
	40-60	3,70	2,40	9,93	3,56	3,29	22,98	1,37	6,77	0,58	0,44

(1): Embrapa (1999); (2): Silva et al. (1999); (3): Cálculos

Os teores de matéria orgânica (MO) em todas as áreas foram bem elevados quando comparados aos valores reportados por Vieira (2011) (1,1–2,65 g kg⁻¹), em condições semelhantes de aplicação constante de esterco bovino e de aves em solos com plantio de hortaliças. Os resultados das análises físicas são apresentados na tabela 7. De maneira geral, solos que apresentaram CTC total entre 6 e 25 cmol_c dm⁻³ possuíram maior teor de argila, corroborando com as afirmações de Lopes & Guilherme (2004) que observaram, em seus estudos, maior capacidade de reter nutrientes e água em solos com CTC nessa faixa de variação.

Tabela 7. Caracterização física do solo das áreas produtoras de hortaliças e áreas sem cultivo em Vitória de Santo Antão-PE.

Áreas	Camada	Porosidade total	Densidade do solo	Argila	Silte	Areia
	(cm)	%	g cm ⁻³	-----g kg ⁻¹ -----		
NC1	0-20	57,33	1,13	140,70	237,21	622,09
	20-40	53,46	1,23	152,41	265,44	582,14
	40-60	50,81	1,30	187,58	271,43	541,00
NC2	0-20	43,88	1,49	117,23	280,67	602,10
	20-40	39,12	1,61	187,56	245,92	566,52
	40-60	39,06	1,61	187,59	254,26	558,15
FC3	0-20	40,43	1,58	175,87	456,68	367,46
	20-40	39,91	1,59	234,47	393,54	371,99
	40-60	39,59	1,60	316,55	381,22	302,23
OC4	0-20	39,86	1,59	82,06	143,83	774,11
	20-40	39,86	1,59	93,79	179,06	727,14
	40-60	41,19	1,56	128,95	162,20	708,85
MC5	0-20	44,94	1,46	164,14	249,00	586,86
	20-40	45,73	1,44	199,30	245,84	554,85
	40-60	45,22	1,45	234,48	232,39	533,13
NR1	0-20	57,79	1,12	187,58	324,51	487,91
	20-40	52,12	1,27	211,02	294,29	494,69
	40-60	46,95	1,41	211,02	318,88	470,10
NR2	0-20	43,07	1,51	187,58	374,19	438,24
	20-40	41,19	1,56	199,30	410,00	390,71
	40-60	46,45	1,42	199,30	400,78	399,92
FR3	0-20	51,79	1,28	187,60	439,21	373,19
	20-40	46,32	1,42	222,76	409,28	367,96
	40-60	47,83	1,38	257,94	396,83	345,22
OR4	0-20	48,72	1,36	113,87	178,45	707,67
	20-40	47,82	1,38	126,30	179,31	694,38
	40-60	35,72	1,70	120,01	168,59	711,40
MR5	0-20	52,10	1,27	304,83	200,90	494,27
	20-40	50,70	1,31	422,09	142,71	435,20
	40-60	52,96	1,25	445,52	141,49	412,99

4.2. Qualidade das análises para metais pesados

Os valores de metais encontrados quando comparados com os valores fornecidos pelo NIST (National Institute of Standards and Technology), apresentaram boas recuperações (Tabela 08). Vale salientar que a comparação entre os valores obtidos por determinações pseudototais, como é o caso do método 3051A que utiliza ácido clorídrico e ácido nítrico, não devem ser comparados aos teores certificados totais, pois este é obtido com base em métodos de determinação total por meio de digestões com ácido fluorídrico (HF), que destrói todos os silicatos presentes no solo, ou métodos não destrutivos, como fluorescência de raios-X. Dessa forma, as comparações devem ser feitas entre os valores médios das amostras recuperadas e as recuperações por lixiviação do NIST (NIST, 2002; BIONDI, 2010).

A recuperação do Pb foi a que mais se distanciou do valor lixiviado pelo NIST, ainda assim considerada adequada (79%). Já os metais Cd, Zn e Ni apresentaram as melhores recuperações, visto que os valores se aproximaram bastante dos lixiviados, com 91 e 96%, 86 e 89% e 72 e 78%, respectivamente.

Os valores encontrados para os *Spikes* foram satisfatórios para todos os metais, variando de 92 a 105 %.

Quanto ao material vegetal, de forma geral, obtiveram boa recuperação, com taxa de variação de 76 a 104 %. Apenas o Cd apresentou baixa recuperação que se justifica pela baixa concentração no material certificado. Estes resultados atestam a qualidade dos métodos utilizados na abertura das amostras e na dosagem dos metais pesados nos solos.

Tabela 8. Recuperação média dos metais nos solos e plantas certificados e nos spikes utilizados nas análises, valores certificados e recuperados por lixiviado pelo NIST.

Amostras	Valor Certificado	Valor Determinado	Recuperação	Recuperação por lixiviado (NIST)
	-----mg kg ⁻¹ -----		%	%
-----Chumbo-----				
NIST-2711 ⁽¹⁾	1162,00	923,00±0,75	79	95
NIST-1570a ⁽²⁾	0,20	0,18±0,004	90	*
SPIKE	10,00	10,08±0,03	101	*
-----Cádmio-----				
NIST-2711 ⁽¹⁾	41,70	38,00±1,00	91	96
NIST-1570a ⁽²⁾	2,89	2,20±0,25	76	*
SPIKE	1,00	0,92±0,03	92	*
-----Zinco-----				
NIST-2711 ⁽¹⁾	350,40	301,00±2,52	86	89
NIST-1570a ⁽²⁾	82,00	74,00±2,00	90	*
SPIKE	1,00	0,92±0,03	92	*
-----Ferro-----				
NIST-2711 ⁽¹⁾	28900,00	24160,00±49,33	84	76
NIST-1570a ⁽²⁾	*	275,00±5,00	*	*
SPIKE	10,00	8,97±0,10	90	*
-----Manganês-----				
NIST-2711 ⁽¹⁾	638,00	449±28,60	70	77
NIST-1570a ⁽²⁾	75,90	77,10±0,74	102	*
SPIKE	1,00	1,05±0,05	105	*
-----Níquel-----				
NIST-2711 ⁽¹⁾	20,60	14,81±0,15	72	78
NIST-1570a ⁽²⁾	2,14	2,24±0,05	104	*
SPIKE	1,00	1,05±0,05	105	*
-----Cromo-----				
NIST-2711 ⁽¹⁾	47,00	26,00±0,81	55	43
NIST-1570a ⁽²⁾	*	4,80±0,10	*	*
SPIKE	2,50	2,55±0,50	102	*
-----Cobre-----				
NIST-2711 ⁽¹⁾	114,00	109,00±1,26	96	88
NIST-1570a ⁽²⁾	12,20	10,81±0,90	89	*
SPIKE	2,50	2,60±0,15	104	*

* Valores não fornecidos pelo NIST (2002), (1): Solo – Montana soil, (2): Planta – Espinafre.

4.3. Metais pesados no Solo

Os resultados das análises dos metais pesados nos ambientes cultivados e sem cultivo, de cada área, são listados nas tabelas 9 e 10.

Tabela 9. Teores de metais pesados, determinado pelo método 3051A, das amostras de solo nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm das áreas com cultivo de hortaliças em Vitória de Santo Antão – PE.

Áreas*	Mn	Zn	Cr	Ni	Cu	Cd	Pb	Fe
	-----mg kg ⁻¹ -----							
0-20 cm								
NC1	885,8±18,4	208,6±31,8	39,9±1,0	15,8±0,5	80,3±1,3	0,60±0,10	19,9±0,95	13130,0±147,3
NC2	814,7±12,6	117,4±2,2	24,8±0,6	10,0±0,3	36,1±0,8	0,47±0,06	22,4±0,29	15413,3±50,3
FC3	211,5±4,8	86,5±14,9	21,9±7,0	3,4±1,6	46,8±2,5	0,13±0,05	5,27±0,41	13160,0±194,6
OC4	593,2±9,0	248,1±11,9	327,5±4,6	12,4±1,5	59,5±5,7	37,73±0,72	69,2±3,63	20570,0±80,8
MC5	1139,6±4,8	384,3±2,7	511,5±1,0	10,9±0,3	94,0±1,1	41,57±0,10	83,1±1,22	30176,6±137,4
Média	729,0	209,0	185,1	10,5	63,3	16,10	40,0	18490,0
20-40 cm								
NC1	1036,6±29,0	199,2±0,6	40,5±1,2	16,2±0,4	84,1±1,0	0,77±0,06	23,1±0,6	21160,0±367,1
NC2	893,7±3,4	102,9±2,5	22,3±0,9	10,6±0,4	23,8±0,1	0,60±0,06	26,5±0,4	16800,0±100,0
FC3	122,5±1,6	24,8±0,1	23,2±0,4	3,6±0,5	15,0±1,2	0,10±0,06	4,5±0,4	15133,3±106,9
OC4	462,6±6,2	268,1±6,2	365,7±3,4	10,53±1,8	49,7±0,6	23,4±0,5	67,1±1,0	21696,6±127,4
MC5	1137,0±3,8	267,7±0,6	511,9±0,8	13,8±0,1	83,3±0,6	32,2±4,1	86,7±3,3	29926,6±365,5
Média	730,5	172,5	192,7	10,9	51,2	11,4	41,6	20943,3
40-60 cm								
NC1	1110,6±10,0	164,7±4,3	34,2±1,5	13,0±1,3	61,2±1,4	0,50±0,06	25,07±0,21	20330,0±221,1
NC2	886,4±9,1	87,1±3,1	21,4±1,2	10,7±0,3	18,6±0,2	0,63±0,06	27,6±1,1	17176,6±92,9
FC3	154,8±8,5	27,7±0,4	47,6±1,1	31,6±0,5	15,7±0,1	0,17±0,06	7,3±0,2	32796,6±95,0
OC4	484,7±2,7	364,5±7,1	582,7±14,9	18,3±1,1	86,4±0,1	35,0±2,2	83,4±2,8	31546,6±136,1
MC5	661,9±23,9	345,3±7,3	471,8±28,7	7,4±1,0	56,5±3,7	24,3±1,1	70,0±4,6	27483,3±274,6
Média	659,7	197,9	231,5	16,2	47,7	12,1	42,7	25866,6
Mediana	816,0	198,8	40,5	11,0	57,5	0,7	26,4	20500,0
Média	706,4	193,1	203,1	12,5	54,0	13,2	41,4	21766,6
CV%	49,2	60,1	108,9	87,1	50,1	124,7	73,3	31,0

* Ambiente cultivado (AC)

Tabela 10. Teores de metais pesados, determinado pelo método 3051A, das amostras de solo nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm das áreas sem cultivo de hortaliças em Vitória de Santo Antão – PE.

Áreas*	Mn	Zn	Cr	Ni	Cu	Cd	Pb	Fe
	mg kg ⁻¹							
0-20 cm								
NR1	1088,6±18,7	166,9±1,5	34,4±1,8	12,4±0,4	61,2±1,3	0,4±0,06	25,4±0,5	19416,6±525,4
NR2	209,6±2,4	56,0±2,7	17,8±1,4	4,2±0,3	16,8±0,1	0,4±0,06	34,5±0,7	10857,3±20,0
FR3	133,4±0,6	243,0±10,0	165,0±0,9	0,07±0,11	38,2±0,1	3,3±0,3	16,3±0,2	12563,3±35,1
OR4	838,6±4,7	104,6±2,7	61,3±2,04	23,3±0,7	39,0±1,9	0,5±0,1	33,9±0,5	28660,0±301,1
MR5	56,8±2,2	250,6±17,9	336,9±3,6	0,80±0,06	49,4±0,3	12,5±1,07	56,1±2,5	22296,6±459,3
Média	465,4	164,2	123,1	8,1	40,9	3,4	33,2	18758,8
20-40 cm								
NR1	1122,6±14,1	123,5±3,5	30,2±0,7	11,6±0,06	37,1±1,8	0,5±0,1	27,5±0,9	18673,3±23,0
NR2	186,9±7,3	54,1±4,2	20,8±1,8	4,4±0,3	15,87±0,32	0,47±0,06	40,8±0,3	11056,6±201,0
FR3	122,5±0,4	135,8±19,0	162,1±2,0	0,07±0,1	23,6±0,9	4,6±0,2	23,9±0,4	13443,3±95,0
OR4	58,2±3,9	275,8±53,8	453,6±9,5	24,0±3,6	59,5±0,6	20,0±1,0	74,5±1,2	26413,3±305,6
MR5	54,9±7,8	259,3±34,7	450,3±14,9	0,40±0,06	59,5±0,6	20,0±1,0	72,3±3,5	26413,3±305,6
Média	309,0	169,7	223,4	8,1	39,1	9,1	47,8	19200,0
40-60 cm								
NR1	991,3±34,2	100,7±5,1	27,9±1,2	10,9±0,6	25,1±0,3	0,5±0,06	29,1±0,4	19296,6±174,7
NR2	175,0±1,3	57,3±2,8	23,0±0,6	3,87±0,06	17,2±0,4	0,3±0,06	39,2±0,4	10346,6±136,5
FR3	121,8±1,5	234,5±10,3	247,0±14,1	0,07±0,11	31,0±1,0	5,8±0,7	4,6±0,4	17423,3±70,9
OR4	67,6±1,5	268,3±16,2	481,6±6,8	0,13±0,06	59,4±6,0	7,6±3,1	82,3±8,2	28226,6±355,0
MR5	67,6±1,5	268,3±16,2	474,9±18,3	0,10±0,05	46,1±8,3	9,1±0,6	82,3±8,2	28560,0±602,2
Média	284,7	185,8	250,9	3,0	35,7	4,7	47,5	20770,6
Mediana	133,4	166,9	162,1	3,8	38,2	3,3	34,5	19296,6
Média	353,0	173,2	199,1	6,4	38,6	5,7	42,8	19576,4
CV%	114,2	49,3	92,38	125,2	42,2	116,8	56,0	34,0

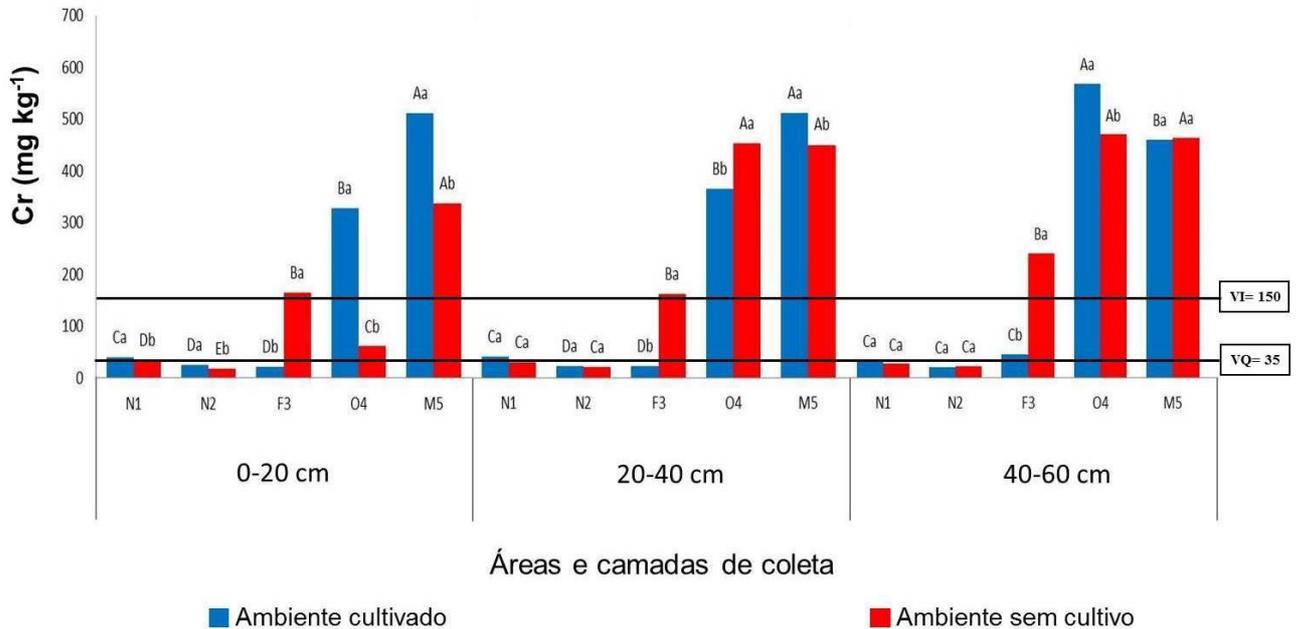
* Ambiente sem cultivo (AR)

A seguir estão caracterizados os metais pesados nas três camadas dos solos de cada área, nos dois ambientes (com e sem cultivo).

4.3.1. Cromo

Os teores de Cr variaram de 21,4 a 582,7 mg kg⁻¹ nas áreas cultivadas (AC) e 17,8 a 481,6 mg kg⁻¹ nas áreas sem cultivo (AR) (Figura 3). Shmidt (2013) encontrou valores menores em solos com e sem cultivo de olerícolas no Rio Grande do Sul, com variação de 3,20 a 20,90 mg kg⁻¹ e de 1,50 a 70,00 mg kg⁻¹, respectivamente.

Figura 3. Médias dos teores totais de Cr em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo



Médias seguidas por letras maiúsculas entre áreas, para cada ambiente (AC e AR), e médias seguidas de mesma letra minúscula entre os dois ambientes, nas diferentes camadas, não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$). VQ: Valor de qualidade dos solos de referência de Pernambuco.

De um modo geral, houve diferença significativa entre as áreas e entre os ambientes com e sem cultivo. Não foi verificada grande variação ao longo do perfil, situação semelhante foi observada por Silva et al. (2012) em solos com cultivo de manga em Petrolina-PE.

Em cultivos onde o revolvimento do solo ocorre apenas na camada de 0 a 20 cm é normal encontrar maior concentração de Cr na camada mais superficial, pois este elemento está presente principalmente na forma de óxido insolúvel de baixa mobilidade no solo e possui grande afinidade por óxidos de ferro presentes no solo, sendo dificilmente lixiviado (NASCENTES, 2006; SANTOS, 2010). No entanto, é comum entre os produtores de hortaliças revolverem o solo, sempre que colhem a cultura, podendo chegar a uma profundidade de 50 cm, o que explica a presença do Cr também em profundidade. Esses teores de Cr são provenientes, possivelmente, de adubações minerais e aplicações de esterco bovino (SUSZEK, 2007). Adubos fosfatados apresentam grandes teores de Cr (MALAVOLTA, 2006).

As áreas F3, O4 e M5, nos dois ambientes, apresentaram os maiores valores, com 21,93, 327,56 e 511,53 mg kg⁻¹ AC e 165,03, 61,36 e 336,93 mg kg⁻¹ para AR, na camada de 0-20cm. Na camada de 20-40 cm, as mesmas áreas citadas anteriormente, foram observados

os valores de 23,23, 365,7 e 511,93 mg kg⁻¹ para AC e 162,16, 453,63 e 450,30 mg kg⁻¹ na AR, respectivamente. Já na última camada (40-60 cm) foram verificados valores de 47,60, 582,70 e 471,83 mg kg⁻¹ na AC e valores de 247,03, 481,60 e 474,93 mg kg⁻¹ na AR, respectivamente.

Estes resultados estão acima do valor de qualidade para Pernambuco (35 mg kg⁻¹) (BIONDI, 2010), excetuando as áreas NC1 (40-60 cm), NR1, NC2 e NR2 (nas três camadas), FC3 (20-40 e 40-60 cm). Dessa forma estes solos estão contaminados, visto que muitas dessas áreas ultrapassaram o valor de intervenção (VI) estabelecido para o cenário agrícola (150 mg kg⁻¹) (CONAMA, 2009). Nesta situação fazem-se necessárias ações como interdição das áreas e remediação dos solos.

Os ambientes cultivados apresentaram correlações positivas altamente significativas com os metais Zn, Cu, Cd, Pb e Fe nas três camadas de solo (Tabela 11), porém na camada de 0-20 cm além desses metais, foram verificadas correlações positivas e significativas com o Mn. No ambiente sem cultivo foram observadas correlações positivas e significativas para Zn, Cd e Pb na camada de 0-20 cm e nas outras camadas, além desses metais, o Cr também se correlacionou positivamente com Fe e Cu, o que indica uma forte interação entre esses metais.

Tabela 11. Coeficientes de correlação linear de Pearson entre os teores de metais e propriedades dos solos do ambiente AC e AR nas três camadas.

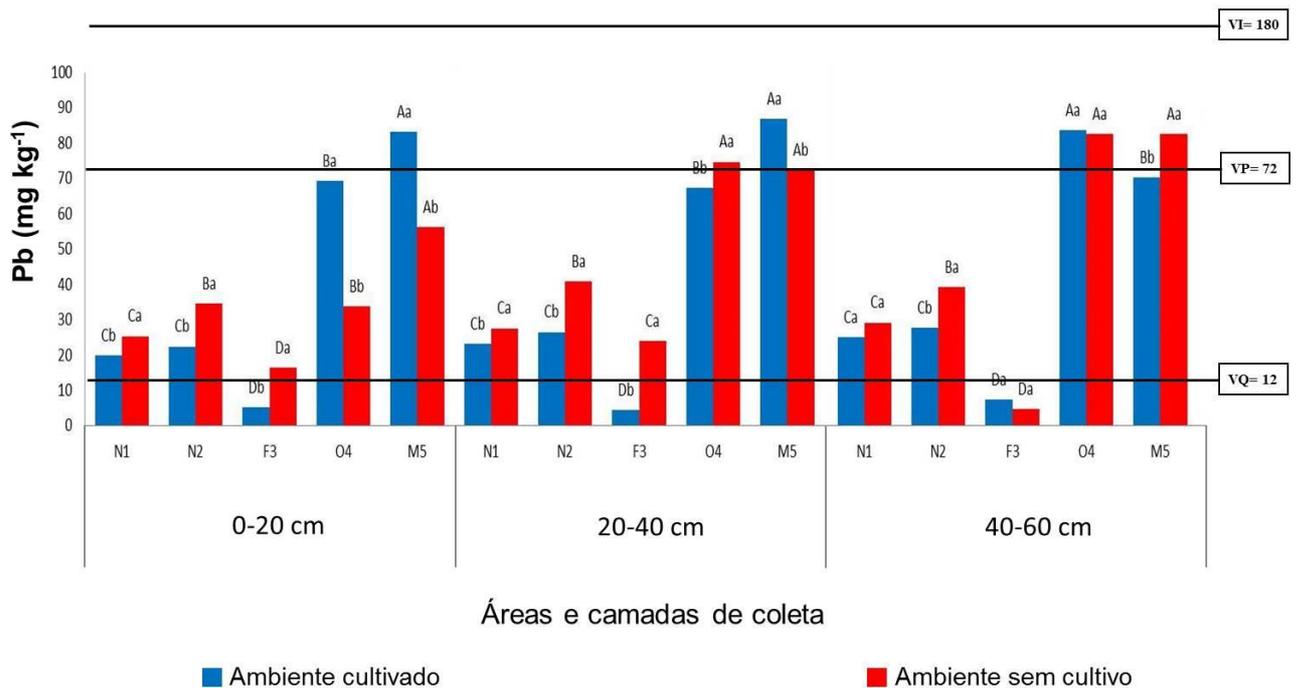
	Mn		Zn		Cr		Ni		Cu		Cd		Pb		Fe	
	AC	AR	AC	AR	AC	AR	AC	AR	AC	AR	AC	AR	AC	AR	AC	AR
0-20 cm																
Pb																
Cd																
Cu																
Ni																
Cr																
Zn																
Mn																
pH	0,0915 ^{ns}	-0,5043 ^{ns}	-0,3875 ^{ns}	-0,4141 ^{ns}	-0,6705 ^{**}	-0,8280 ^{**}	0,5676 *	0,3794 ^{ns}	-0,1384 ^{ns}	0,2041 ^{ns}	-0,6339*	-0,8027 ^{**}	-0,5407*	-0,6633 ^{**}	-0,6941 ^{**}	-0,1927 ^{ns}
MO	0,2492 ^{ns}	-0,6263*	-0,0349 ^{ns}	0,6685 **	-0,4008 ^{ns}	-0,8697 ^{**}	0,5744 *	0,4028 ^{ns}	0,3874 ^{ns}	0,4028 ^{ns}	-0,4594 ^{ns}	-0,8648 ^{**}	-0,3857 ^{ns}	-0,7372 ^{**}	-0,4305 ^{ns}	-0,2118 ^{ns}
20-40 cm																
Pb																
Cd																
Cu																
Ni																
Cr																
Zn																
Mn																
pH	0,6072 *	0,6315 *	0,1101 ^{ns}	-0,6116*	-0,4288 ^{ns}	-0,7569 ^{**}	0,6610 **	0,3183 ^{ns}	0,2842 ^{ns}	-0,5928*	-0,4277 ^{ns}	-0,7638 ^{**}	-0,2184 ^{ns}	-0,7292 ^{**}	-0,1151 ^{ns}	-0,5866*
MO	0,5095 ^{ns}	-0,3797 ^{ns}	0,0246 ^{ns}	-0,1374 ^{ns}	-0,2961 ^{ns}	-0,0180 ^{ns}	0,5557*	-0,9069 ^{**}	0,6025 *	-0,2940 ^{ns}	-0,3232 ^{ns}	-0,0766 ^{ns}	-0,2708 ^{ns}	-0,2726 ^{ns}	0,1668 ^{ns}	-0,3095 ^{ns}
40-60 cm																
Pb																
Cd																
Cu																
Ni																
Cr																
Zn																
Mn																
pH	0,9798 **	0,6317 *	-0,0295 ^{ns}	-0,7045 ^{**}	-0,3394 ^{ns}	-0,8144 ^{**}	-0,3564 ^{ns}	0,6787 **	0,0984 ^{ns}	-0,5961*	-0,3045 ^{ns}	-0,8014 ^{**}	-0,0792 ^{ns}	-0,6993 ^{**}	-0,9386 ^{**}	-0,6900 ^{**}
MO	0,4308 ^{ns}	-0,9631 ^{**}	-0,2182 ^{ns}	0,4151 ^{ns}	-0,4366 ^{ns}	0,4695 ^{ns}	0,0124 ^{ns}	-0,9022 ^{**}	0,1024 ^{ns}	0,2113 ^{ns}	-0,4591 ^{ns}	0,5041 ^{ns}	-0,4290 ^{ns}	0,2050 ^{ns}	-0,2090 ^{ns}	0,0227 ^{ns}

*, ** e ns: significativos a 5 e 1% de probabilidade pelo teste Tukey, e não significativo, respectivamente ambiente sem cultivo

4.3.2. Chumbo

Os teores de Pb apresentaram variação de 4,53 a 86,73 mg kg⁻¹ nas áreas de cultivo (AC) e de 4,66 a 82,33 mg kg⁻¹ nas áreas sem cultivo (AR) (Figura 4). O Pb é um elemento que se acumula na camada superficial do solo (0-10 cm), em virtude da sua baixa mobilidade no perfil do solo. Um dos motivos para esta baixa movimentação é a forte adsorção que o solo promove principalmente na profundidade de 0 a 10 cm, visto que os maiores teores de matéria orgânica se encontram nessa camada (ABREU, 1998). Porém, neste estudo verificou-se que houve um aumento do Pb ao longo do perfil do solo. Isto é devido à prática de revolvimento do solo em profundidade.

Figura 4. Médias dos teores totais de Pb em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo



Médias seguidas por letras maiúsculas entre áreas, para cada ambiente (AC e AR), e médias seguidas de mesma letra minúscula entre os dois ambientes, nas diferentes camadas, não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$). VQ: Valor de qualidade dos solos de referência de Pernambuco.

Na camada de 0-20 cm ocorreu diferença estatística entre os ambientes (AC e AR), bem como entre áreas, exceto para as áreas de cultivo NC1 e NC2 e as áreas sem cultivo NR2 e OR4 que não houve diferença significativa. Nessa camada, a área MC5 apresentou o maior valor de Pb (83,16 mg kg⁻¹) que é superior ao valor de prevenção (VP) (72 mg kg⁻¹)

estabelecido pelo CONAMA (2009), indicando a necessidade de uma medida que vise conter a fonte de contaminação no ambiente.

Na camada de 20-40 cm, as áreas sem cultivo apresentaram, de modo geral, os maiores valores, exceto na área MC5 que apresentou a maior concentração de Pb ($86,73 \text{ mg kg}^{-1}$), sendo este superior ao valor de prevenção. Estes resultados corroboram o reportado por Silva et al. (2012), que avaliaram os teores de Pb em cultivos de mangueiras no Vale do São Francisco em Petrolina (PE), e Vieira (2011) que estudou os teores de Pb em cultivos de hortaliças em Camocim de São Felix - PE, a predominância de Pb nas áreas sem cultivo. Na camada de 40-60 cm, valores superiores ao de prevenção foram verificados nas áreas OC4 ($83,43 \text{ mg kg}^{-1}$), OR4 ($82,33 \text{ mg kg}^{-1}$) e MR5 ($82,33 \text{ mg kg}^{-1}$), porém, nenhum valor se aproximou do valor de intervenção para o cenário agrícola (180 mg kg^{-1}) preconizado pelo CONAMA (2009).

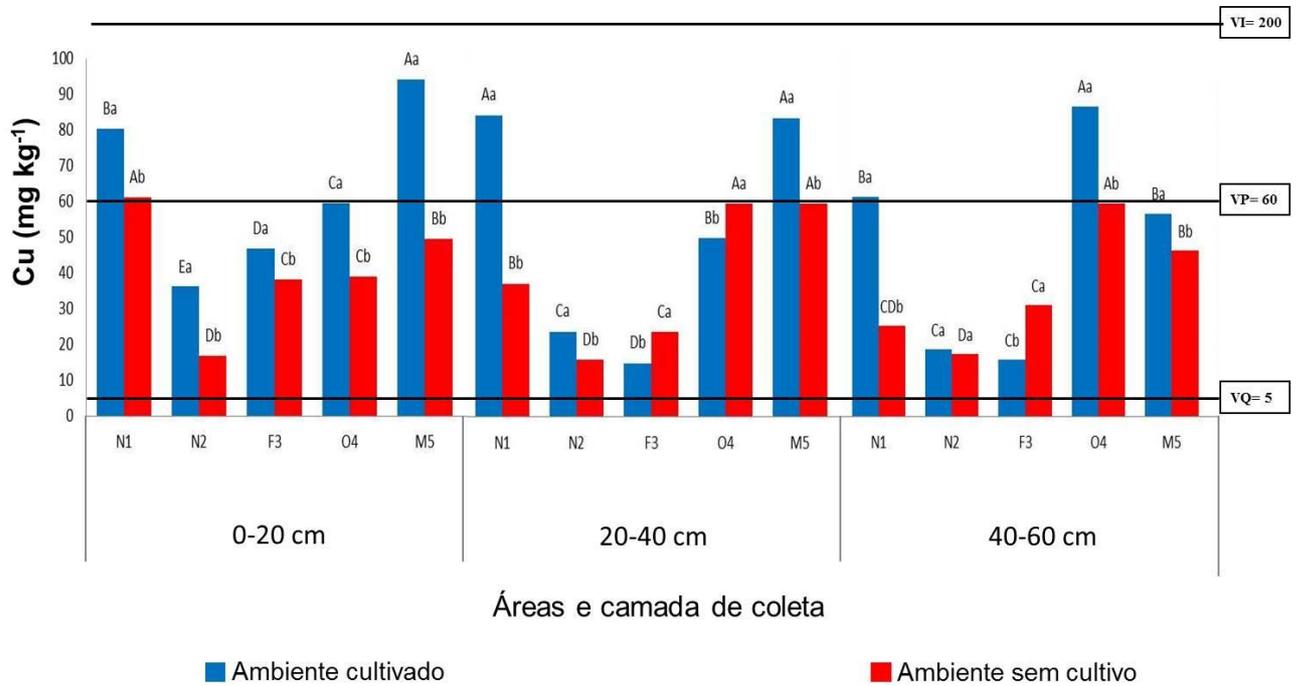
Comparando os teores de Pb das áreas em estudo com o valor de qualidade de Pernambuco (12 mg kg^{-1}) (Biondi, 2010) todos estão com valores elevados, exceto a área FC3 (nas três camadas) e FR3 (40-60 cm). A grande contribuição de Pb no solo se deu pelas grandes aplicações de adubos minerais, em especial fosfatados, e orgânicos (esterco bovino).

Embora o Pb possua grande afinidade pela matéria orgânica (MELO et al., 2013; LIMA et al., 2013), não foi verificada correlação positiva entre os mesmos. No entanto, correlacionou-se positivamente com os metais Cd, Cu, Cr, Zn e Fe nas três camadas, e com Mn na camada de 0-20 cm, nos ambientes cultivado. Linhares et al. (2009), estudando Latossolo e Argilossolo de diferentes regiões de Minas Gerais verificaram que dentre os atributos do solo que mais influência a retenção do Pb no solo foram os óxidos de Fe e de Mn, visto que o Pb forma complexos de esfera interna com esses óxidos, independentemente da carga da superfície.

4.3.3. Cobre

Os teores de Cu variaram de 15,00 a $94,06 \text{ mg kg}^{-1}$ nas áreas de cultivo (AC) e de 15,86 a $61,20 \text{ mg kg}^{-1}$ nas áreas sem cultivo (AR) (Figura 5). Como pode ser visto, as áreas de cultivo apresentaram maior variação no teor de Cu comparada com as áreas sem cultivo. Esses resultados corroboram com os estudos de Costa (2009), que ao analisar os solos com plantio de Videira na região do Submédio São Francisco, encontrou maiores teores de Cu na área de cultivo. O mesmo foi verificado em trabalhos de Vieira (2011) e Silva et al. (2011). Isso se justifica devido à grande utilização de insumos como fungicidas e fertilizantes (tabelas 2 e 3), e a continua aplicação de esterco bovino que apresenta grandes concentrações de Cu (SUSZEK, 2007).

Figura 5. Médias dos teores totais de Cu em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.



Médias seguidas por letras maiúsculas entre áreas, para cada ambiente (AC e AR), e médias seguidas de mesma letra minúscula entre os dois ambientes, nas diferentes camadas, não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$). VQ: Valor de qualidade dos solos de referência de Pernambuco.

Os dados da camada de 0-20 cm diferiram estatisticamente, tanto entre áreas como entre ambientes, exceto entre as áreas FR3 e OR4. Esta camada apresentou os maiores valores ($80,36$, $61,20$ e $94,06$ mg kg^{-1}), em NC1, NR1 e MC1, respectivamente. Isto se explica pelo fato do Cu ter uma mobilidade muito limitada dentro do perfil (KÓMÁREK et al., 2008). Vale salientar, que a maior parte do cobre fornecido ao solo é fortemente adsorvida e permanece nos primeiros centímetros superficiais (0-20 cm) (GIROTTO et al. 2010). Nesse sentido, foi verificado que houve um pequeno decréscimo nos teores de Cu nas camadas subsuperficiais, nos dois ambientes (AC e AR), que pode ser explicado pelos menores teores de matéria orgânica quando comparados com a camada superficial (tabela 6). O Cu é um elemento instável e que apresenta grande facilidade de compartilhar elétrons com grupos funcionais com insuficiência eletrônica, como é o caso de grupos carboxílicos e OH fenólicos de substâncias húmicas. Assim, espera-se que ocorram ligações covalentes ou parcialmente covalentes, ou seja, formação de complexos estáveis do tipo de esfera interna (ARAÚJO & SOBRINHO, 2000; SIMÃO & SIQUEIRA, 2001; PARAT et al., 2002).

Segundo Ribeiro (1990), os materiais de origem dos solos de Pernambuco apresentam pequena quantidade de Cu, e são compostos por rochas metamórficas e sedimentares. Porém, devido a prática de revolvimento do solo, além dos valores encontrados na camada de 0-20 cm, os teores determinados nas camadas de 20-40 e 40-60 cm para as áreas NC1 (84,1 mg kg⁻¹) e MC5 (83,3 mg kg⁻¹), e as áreas NC1 (61,26 mg kg⁻¹) e OC4 (86,46 mg kg⁻¹), respectivamente, estão acima do valor de prevenção (60 mg kg⁻¹) preconizado pelo CONAMA (2009).

Os valores encontrados, quando comparados com o valor de qualidade do solo para Pernambuco (5 mg kg⁻¹) (BIONDI et al., 2011), se mostram superiores aos teores naturais dos perfis de solos. No entanto, nenhum valor se aproximou do valor de Intervenção para o cenário agrícola (200 mg kg⁻¹). Embora os estudos afirmem que o Cu adicionado ao solo se liga, preferencialmente, a matéria orgânica devido a sua alta energia de ligação a grupos carboxílicos (KABALA e SINGH, 2001; LAIR et al., 2006; CASALI et al., 2008), neste trabalho o Cu só apresentou correlação positiva e significativa com a matéria orgânica, na camada de 0-20 cm ($r=0,6025^*$). O Cu correlacionou-se positivamente, com Cd, Pb, Ni, Cr, Zn, Fe e Mn nas camadas de 0-20 cm (AC) e de 20-40 cm (AC e AR), e na camada de 40-60 cm (AR) apenas com Cd, Pb, Cr, Zn e Fe. Isto indica que o Cu pode estar em outras formas no solo, como trocável, solúvel ou ligado a óxidos de Fe e Mn, além de ser fornecido ao solo pelas aplicações de fungicidas e adubos orgânicos.

Medidas preventivas, como diminuição das aplicações de fungicidas a base de cobre (Sulfato de Cobre, Cuprozeb) e fertilizantes, devem ser adotadas.

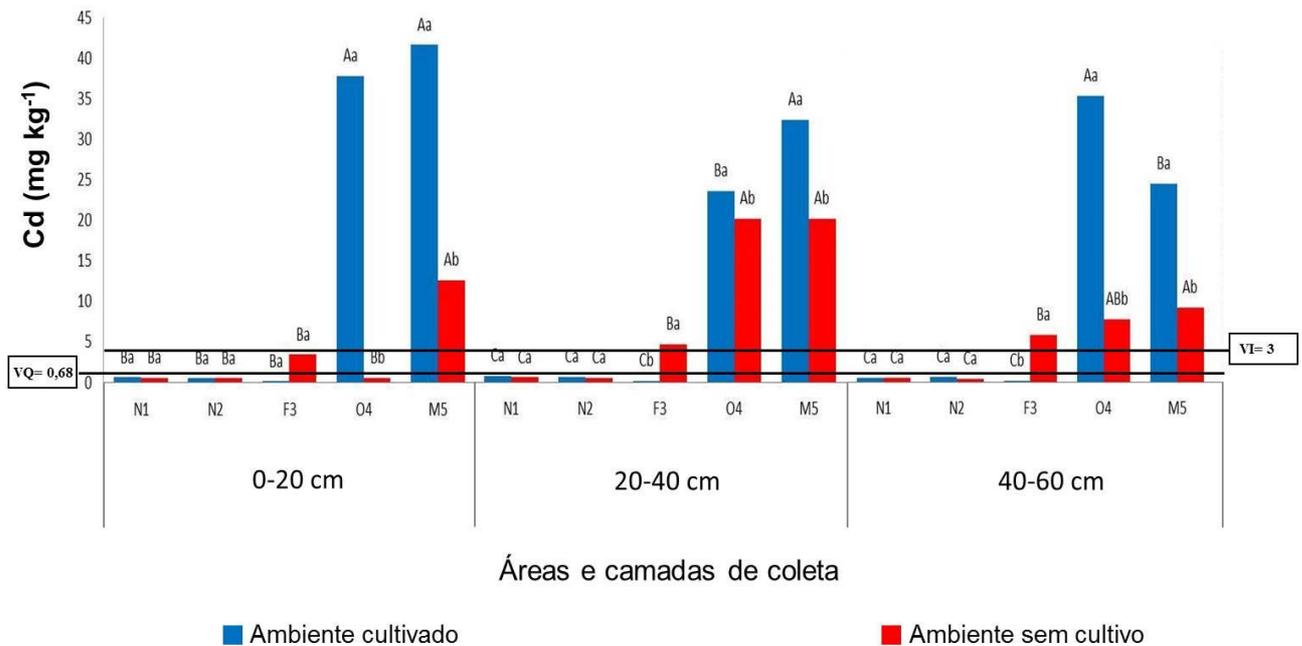
4.3.4. Cádmio

Os níveis de Cd no solo apresentaram uma ampla faixa de variação: 0,10 a 41,56 mg kg⁻¹ e de 0,36 a 20,06 mg kg⁻¹ nas áreas de plantio (AC) e sem cultivo (AR), respectivamente (Figura 6). Diferenças significativas ($P<0,05$) foram observadas entre ambientes, nas três camadas, nas áreas O4 e M5 (0-20 cm) e F3, O4 e M5 (20-40 e 40-60 cm).

As áreas FR3 (nas três camadas), OR4 (40-60 cm) e MR5 (0-20 e 40-60 cm) apresentaram valores superiores ao de intervenção para o cenário Agrícola (3 mg kg⁻¹) estabelecido pelo CONAMA (2009). Situação diferenciada foi verificada por Costa (2009), que em seus estudos com solos cultivados com Videira no Nordeste de Pernambuco, obteve valor mais baixo (8,28 mg kg⁻¹). O mesmo ocorreu no trabalho desenvolvido por Vieira

(2011), em áreas produtoras de hortaliças, que verificou a faixa de concentração de Cd entre 0,19 a 0,66 mg kg⁻¹.

Figura 6. Médias dos teores totais de Cd em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.



Médias seguidas por letras maiúsculas entre áreas, para cada ambiente (AC e AR), e médias seguidas de mesma letra minúscula entre os dois ambientes, nas diferentes camadas, não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$). VQ: Valor de qualidade dos solos de referência de Pernambuco.

No entanto, foram as áreas O4 e M5 que se destacaram ao apresentarem os maiores valores de Cd, como pode ser visto na camada de 0-20 cm em OC4 (37,73 mg kg⁻¹) e MC5 (41,56 mg kg⁻¹), na camada de 20-40 cm em OC4 e OR4 (23,46 e 20,06 mg kg⁻¹, respectivamente) MC5 e MR5 (32,23 e 20,06 mg kg⁻¹, respectivamente), e na camada de 40-60 cm em OC4 (35,06 mg kg⁻¹) e MC5 (24,30 mg kg⁻¹). Esses valores superam os valores de intervenção para o cenário Industrial (20 mg kg⁻¹) estabelecido pelo CONAMA (2009).

Ramalho et al. (1999) constataram aumento nos teores de Cd em Latossolos e Cambissolos cultivados com cana-de-açúcar num sistema de cultivo em que aplicações de fertilizantes fosfatados foram feitas, sucessivamente, durante 25 anos. Outro estudo (Ramalho et al., 2000) em áreas cultivadas com olerícolas que receberam continuamente aplicações de defensivos agrícolas e fertilizantes fosfatados, observou-se um aumento significativo no teor de Cd nas áreas, corroborando com Carvalho (2011), que salienta a necessidade de constante monitoramento dos teores de Cd em solos que recebem aplicações sucessivas de doses elevadas de superfosfato simples e triplo, além de corretivos como calcário comercializados

em Pernambuco, a fim de minimizar o acúmulo deste metal no solo. Essas áreas encontram-se contaminadas devido às atividades antrópicas, sendo necessária a interdição e uma possível remediação desses solos, pois o risco de contaminação alimentar e do lençol freático é eminente.

As áreas N1 e N2, quando comparadas com os valores de referências de qualidade de Pernambuco ($0,68 \text{ mg kg}^{-1}$) (Biondi, 2010) apresentou valores inferiores, exceto a área N1 na camada de 20-40 cm ($0,76 \text{ cm}$).

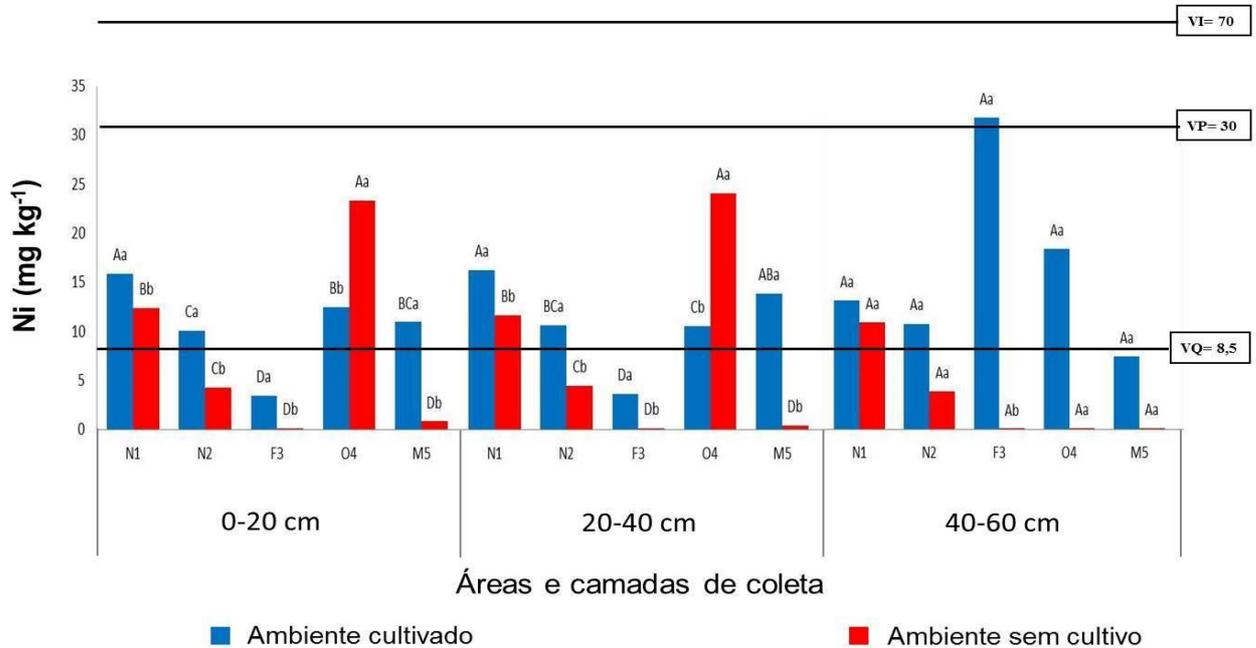
4.3.5. Níquel

Os níveis de Ni no solo, nas áreas cultivadas (AC), variaram de $3,46$ a $31,66 \text{ mg kg}^{-1}$, e de $0,06$ e $24,03 \text{ mg kg}^{-1}$ nas áreas sem cultivo (AR) (Figura 7).

Os resultados nas áreas cultivadas foram significativamente superiores aos teores das suas respectivas áreas de referência, com exceção das áreas OC4 (0-20 e 20-40 cm) e NC1, NC2, OC4 e MC5 (40-60), que não diferiram da área de mata.

Esses valores diferiram dos encontrados por Vieira (2011) que verificou os maiores valores de Ni nas áreas de referência em detrimento das áreas de cultivo. Da mesma forma, Silva et al. (2012) constataram altos teores de Ni nas áreas de referência comparadas com as áreas de cultivo. Situação que pode ter ocorrido devido a remoção do Ni pelas culturas ou pela lixiviação para camadas mais profundas do solo, uma vez que o Ni é um elemento de alta mobilidade no solo (ANTONIADIS & TSADILAS, 2007). Não foi verificada grande variação dos teores de Ni ao longo do perfil, o que indica uma maior influência antrópica e menor fornecimento do metal pelo material de origem. Estes resultados são confirmados por Ribeiro (1999), que ao analisar os solos de referências de Pernambuco, constatou que o material de origem desses solos é composto por rochas metamórficas e sedimentares e sedimentos do Terciário, que apresentam baixas quantidades de Ni.

Figura 7. Médias dos teores totais de Ni em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.



Médias seguidas por letras maiúsculas entre áreas, para cada ambiente (AC e AR), e médias seguidas de mesma letra minúscula entre os dois ambientes, nas diferentes camadas, não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$). VQ: Valor de qualidade dos solos de referência de Pernambuco.

Neste estudo, 26% dos valores estão acima do valor de qualidade para São Paulo estipulado pela CETESB (2005) (13 mg kg^{-1}) e 60% acima do valor de qualidade para Espírito Santo ($6,44 \text{ mg kg}^{-1}$) (PAYE et al., 2010). Apenas a área FC3 (40-60 cm) apresentou valor acima do valor de prevenção (30 mg kg^{-1}) estabelecido pelo CONAMA (2009), requerendo atenção dos agricultores. No entanto, quando comparados ao valor de qualidade de Pernambuco ($8,5 \text{ mg kg}^{-1}$) (BIONDI et al., 2011) se mostraram superiores, apenas as áreas NR2 e MR5 (nas três camadas), FC3 (0-20 e 20-40 cm), FR3 (0-20 e 40-60 cm), MC5 (40-60 cm) e OR4 (40-60 cm) apresentaram valores abaixo do de referência. Valores altos foram encontrados por Roese (2008) em solos de Campo Grande - MS com cultivo de hortaliças folhosas, com média de $86,08 \text{ mg kg}^{-1}$, decorrente de práticas agrícolas.

Nenhum valor se aproximou do valor de intervenção para o cenário agrícola (70 mg kg^{-1}) promulgado pelo CONAMA (2009).

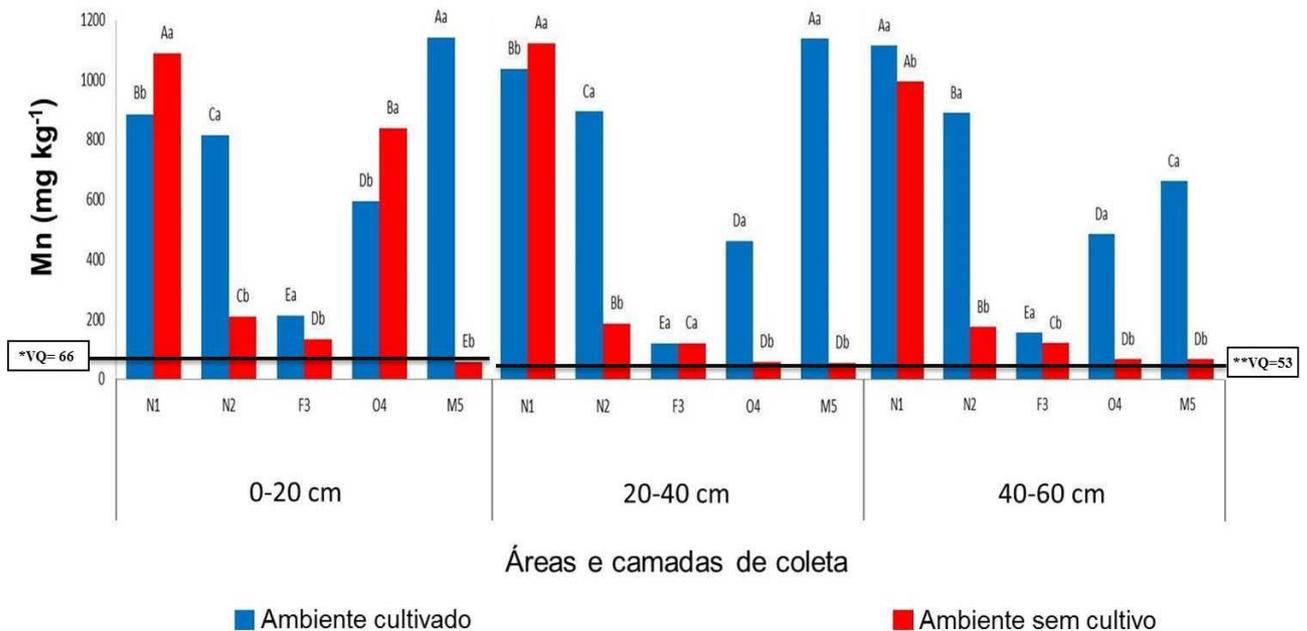
O Ni apresentou correlação positiva e significativa com o teor de matéria orgânica no ambiente cultivado de 0-20 cm ($r=0,5676^*$) (Tabela 11). O mesmo foi reportado por Costa

(2009) e Egreja Filho (2000), afirmando que o aporte de matéria orgânica nos solos cultivados contribui para a retenção de Ni no solo.

4.3.6. Manganês

Os valores de Mn variaram entre 122,50 a 1.139,66 mg kg⁻¹ e de 54,93 a 1.122,66 mg kg⁻¹ nas áreas cultivadas e sem cultivo, respectivamente (Figura 8).

Figura 8. Médias dos teores totais de Mn em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.



Médias seguidas por letras maiúsculas entre áreas, para cada ambiente (AC e AR), e médias seguidas de mesma letra minúscula entre os dois ambientes, nas diferentes camadas, não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$).

*VQ, **VQ Valores referenciais dos solos de referência de Pernambuco, camada superficial e subsuperficial, respectivamente.

Fernandes et al. (2007) também encontram grande variação em plantios de hortaliças em Minas Gerais, variando de 70 a 1.756 mg kg⁻¹. Não existe valor orientador de prevenção nem de intervenção agrícola estabelecido pelo CONAMA (2009) para o Mn. Porém, estes resultados requerem atenção, visto que a média desses valores é seis vezes maior que a média dos valores encontrados nos solos de referência da Zona da Mata de Pernambuco (BIONDI et al., 2011) em superfície, e sete vezes superior em subsuperfície. Quando comparados com o valor médio dos solos de referência do estado do Espírito Santo, classe dos Argissolos (100,31 mg kg⁻¹) (PAYE et. al., 2010), se mostrou oito vezes maior. Outros trabalhos também

apresentaram valores de Mn menores do que os apresentados neste trabalho: Costa (2009), com 145,22 mg kg⁻¹ e Vieira (2011), com 164 mg kg⁻¹. As aplicações de fungicidas e fertilizantes orgânicos (tabelas 2 e 3) se destacam como responsáveis pelo fornecimento de Mn ao solo.

O Mn apresentou correlações positivas com Zn, Ni, Cu, Fe (0-20 e 20-40 cm), Cr, Pb (0-20 cm) e pH (20-40 e 40-60 cm) e correlação negativa com Fe (40-60 cm) nos ambientes cultivados. Nos ambientes sem cultivo foram verificadas correlações positivas com pH (20-40 e 40-60 cm) e Ni (40-60 cm) e correlações negativas com Cd, Cr (nas três camadas), matéria orgânica (20-40 e 40-60 cm), Pb (20-40 cm) e Zn (40-60 cm). A ausência de correlação do Mn com a matéria orgânica e a presença de correlações com os outros metais, podem indicar a ocorrência de ligação deste metal com o material de origem (minerais e óxidos). Isto corrobora com o reportado por Biondi et al. (2011), que verificou correlações positivas do Mn com o teor de argila ($r = 0,43$ e $r = 0,35$ em superfície e subsuperfície, respectivamente), sugerindo uma maior associação do Mn à fração mineral do solo.

O pH do solo se destaca dentre os fatores que afetam a disponibilidade de micronutrientes, fato testificado por Araújo et al. (2011), que ao analisarem solos contaminados com chumbo, verificaram que os micronutrientes Fe, Cu, Zn e Mn foram precipitados devido a alteração do pH, decorrente da calagem.

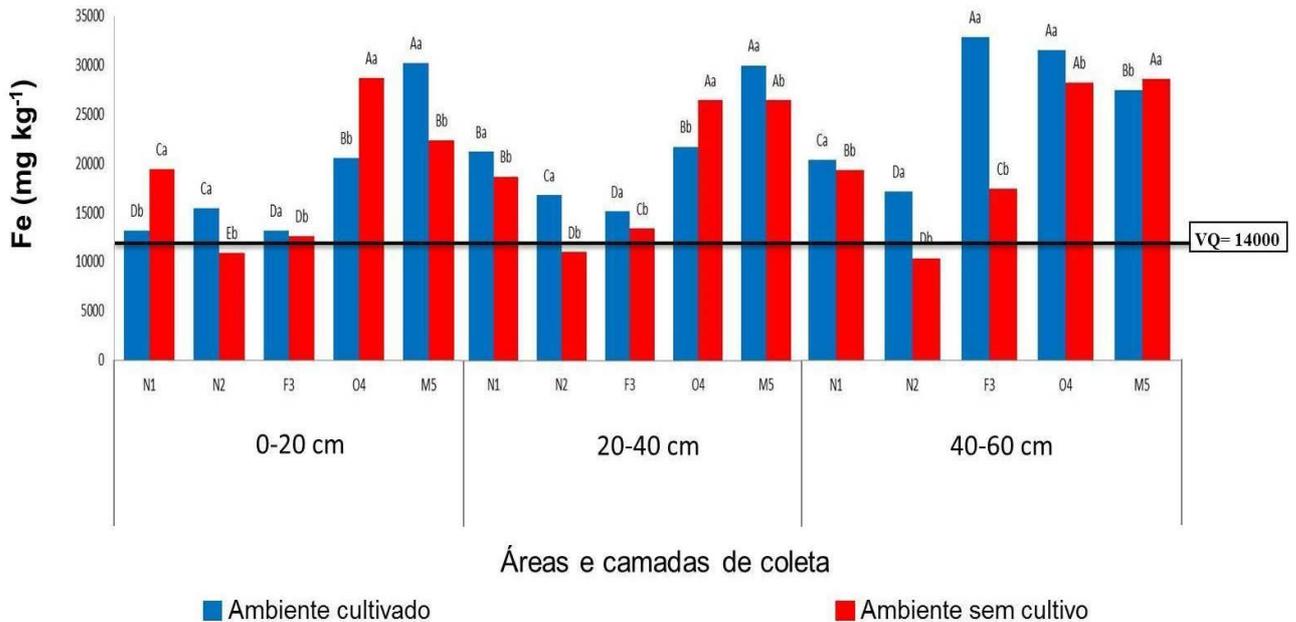
4.3.7. Ferro

Os teores de Fe no solo, das áreas cultivadas, variaram entre 13.130,00 a 32.796,00 mg kg⁻¹, e de 10.346,67 a 28.660,00 mg kg⁻¹ nas áreas sem cultivo (Figura 9). Todas as áreas apresentaram diferenças estatísticas entre ambientes (AC e AR), com maiores valores nas áreas cultivadas, exceto para as áreas N1 (0-20 cm), O4 (0-20, 20-40 e 40-60 cm) e M5 (40-60 cm). Diferentemente do comportamento verificado para o Mn, de modo geral, o Fe apresentou um acréscimo ao longo do perfil do solo. A presença de grandes quantidades de óxidos de Fe nos solos pode ter influenciado na presença de Fe no perfil do solo. No entanto, vale salientar que a prática de fertilização na camada superficial também é responsável pela presença desse elemento em subsuperfície, devido o revolvimento do solo que ocorre sempre ao fim de cada cultivo.

Assim como para o Mn não existe valor de referência preconizado para o Fe. Isto ocorre, provavelmente, pela abundância e intensa dinâmica deste elemento, que apresenta

diversos estados de oxidação no solo e cuja especiação é dependente do pH e potencial de oxidação-redução (BURT et al., 2003).

Figura 9. Médias dos teores totais de Fe em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.



Médias seguidas por letras maiúsculas entre áreas, para cada ambiente (AC e AR), e médias seguidas de mesma letra minúscula entre os dois ambientes, nas diferentes camadas, não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$). PE: Valor referencial dos solos de referência de Pernambuco

Os teores de Fe encontrados por Biondi et al. (2011) nos solos de referência de Pernambuco, em sua maioria, são menores do que os deste estudo. Quando comparado à classe dos Argissolos (14000 mg kg^{-1}) todos os solos apresentaram concentrações mais elevadas, exceto as áreas NR2 (nas três camadas), FR3 (0-20 e 20-40 cm) e NC1 e FC3 (0-20 cm) que apresentaram valores abaixo. O mesmo ocorreu quando comparados com os valores máximos encontrados por Oliveira e Nascimento (2006) em solos de referência de Pernambuco, Petrolina, nas camadas superficiais ($3072,1 \text{ mg kg}^{-1}$) e subsuperficiais ($971,7 \text{ mg kg}^{-1}$).

O valor máximo de Fe verificado por Silva et al. (2011), em plantio de manga, quando comparado com o valor máximo deste estudo, se apresentou cinco vezes menor. Porém se mostrou maior na AR ($34633,0 \text{ mg kg}^{-1}$).

Além da influência dos óxidos, que são constituintes do solo, no incremento de Fe, como foi citado anteriormente, a grande aplicação de esterco, agrotóxicos e fertilizantes também são responsáveis por estes valores elevados de Fe. Muitos agricultores fazem uso de fertilizantes com micronutrientes para aplicação no solo e na parte aérea das plantas, a fim de aumentar a produtividade das hortaliças, ocorrendo dessa forma uma deposição deste elemento no solo. É possível que uma aplicação de 100 kg ha^{-1} de Superfosfato Simples a lance no solo, promova um incremento de $2.827,58 \text{ mg kg}^{-1}$ de Fe (CARVALHO, 2011). Foram encontradas correlações negativas do Fe com pH nos ambientes cultivados (0-20 e 40-60 cm) e sem cultivo (20-40 e 40-60 cm).

Estas correlações indicam a interferência do pH na disponibilidade do Fe. A prática da calagem (Tabela 4) tem como efeito principal a elevação do pH do solo que interfere na disponibilidade dos metais e causa modificações da capacidade de troca catiônica. Esta elevação do pH promove a neutralização do Fe no solo (PRADO, 2003; NACHTIGALL et al., 2008).

4.3.8. Zinco

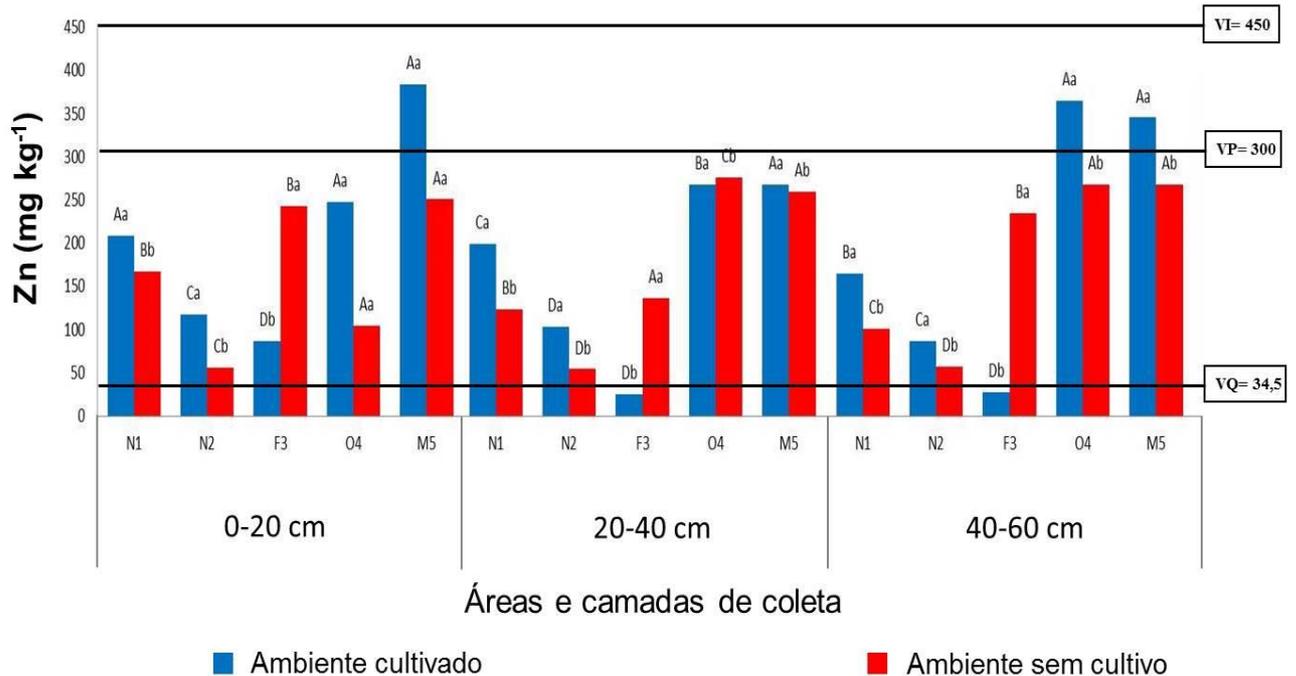
Os níveis de Zn no solo variaram entre $24,83$ a $384,36 \text{ mg kg}^{-1}$ e $54,00$ a $275,83 \text{ mg kg}^{-1}$ nas áreas cultivada e sem cultivo, respectivamente (Figura 10). Foram observadas diferenças significativas superiores para a maioria dos ambientes cultivados em relação aos ambientes sem cultivo, exceto para F3 (nas três camadas) que apresentou os maiores valores nos ambientes sem cultivo, e O4 e M5 (20-40 cm) que não apresentaram diferença estatisticamente. Os teores de Zn mais elevados foram verificados nas áreas OC4 e MC5.

Estes resultados encontram respaldo nos dados obtidos em solos cultivados com manga e videira, com diferentes idades de cultivo, no Vale do São Francisco, Petrolina (COSTA, 2009; SILVA et al., 2012), em áreas de olericultura de Caetés, Paty do Alferes-RJ (RAMALHO et al., 2000) e em áreas com produção de hortaliças no Agreste de Pernambuco (VIEIRA, 2011), apresentando teores de Zn superiores em áreas de cultivo em relação aos teores das áreas com mata ou capoeira (vegetação secundária composta por gramíneas e arbustos esparsos), sendo atribuído esse aumento à atividade antrópica. Suszek et al. (2007) analisaram esterco bovino na região do Paraná e encontram teores de Zn de $82,5 \text{ mg kg}^{-1}$.

As áreas MC5 na camada 0-20 cm e as áreas OC4 e MC5 na camada 40-60 cm, tiveram níveis de Zn superiores ao valor de prevenção preconizado pelo CONAMA (2009) (300 mg kg^{-1}). Os solos dessas áreas quando comparados ao valor de qualidade ($34,5 \text{ mg kg}^{-1}$)

dos solos de referência de Pernambuco (BIONDI et al., 2011) foi até onze vezes maior, o que caracteriza contaminação desses solos. No entanto, nenhum solo se aproximou do valor de intervenção ($450,00 \text{ mg kg}^{-1}$).

Figura 10. Médias dos teores totais de Zn em três camadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm) nos ambientes cultivados (AC) e ambiente sem cultivo (AR), no município de Vitória de Santo Antão - PE.



Médias seguidas por letras maiúsculas entre áreas, para cada ambiente (AC e AR), e médias seguidas de mesma letra minúscula entre os dois ambientes, nas diferentes camadas, não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$). VQ: Valor de qualidade dos solos de referência de Pernambuco.

O zinco correlacionou-se positivamente com Cr, Cu, Cd, Pb (nas três camadas), Mn, Fe (0-20 e 20-40 cm) e Ni (20-40 cm) no ambiente cultivado e com Cu, Cd, Cr (nas três camadas), matéria orgânica (0-20 cm), Pb (20-40 cm) e Fe (40-60 cm) no ambiente sem cultivo. As correlações do Zn com Cd podem ser explicadas pelo fato de serem quimicamente semelhantes e como consequência esses metais podem competir pelo mesmo sítio de adsorção. Situação semelhante foi observada por Vieira (2011), que atribuiu a interação do Cd com Zn devido à aplicação de fertilizantes que continham Cd como contaminante. Já a correlação do Zn com Cu indica que tais metais são provenientes de agrotóxicos que são aplicados nas culturas. O mesmo foi reportado por Peris et. al. (2008) e Silva et al. (2012).

Por ser um elemento essencial às plantas o Zn é, normalmente, fornecido em grandes quantidades pelos produtores de hortaliças. Carvalho (2011) estimou, com base nas suas

análises, que o aporte de Zn no solo pela aplicação de 3 t ha⁻¹ de calcário (amostra fornecida pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA) seria de 36,42 mg kg⁻¹ e caso fossem realizadas 21 aplicações de 3 t ha⁻¹ de calcário seria atingido o nível crítico de Zn no solo. Além disso, alguns agrotóxicos e biofertilizantes (Tabela 2 e 3) que são aplicados no solo e na parte aérea das hortaliças, apresentam zinco em sua formulação. Dessa forma, medidas preventivas devem ser realizadas visando minimizar a entrada desse elemento no solo, pois além de causar toxidez às plantas (em grandes quantidades), pode ser um contaminante do solo.

4.4. Teores de metais pesados em Hortaliças

As concentrações na parte comestível dos vegetais foram comparadas com os Limites Máximos de Tolerância (LMT) formulados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1965). Os LMT's são limites de teores máximos permitidos em alimentos consumidos in natura para Zn, Cr, Ni, Cu, Cd e Pb, com base em massa seca. Vale salientar que não existe recomendação de LMT estabelecida pela ANVISA para Mn e Fe.

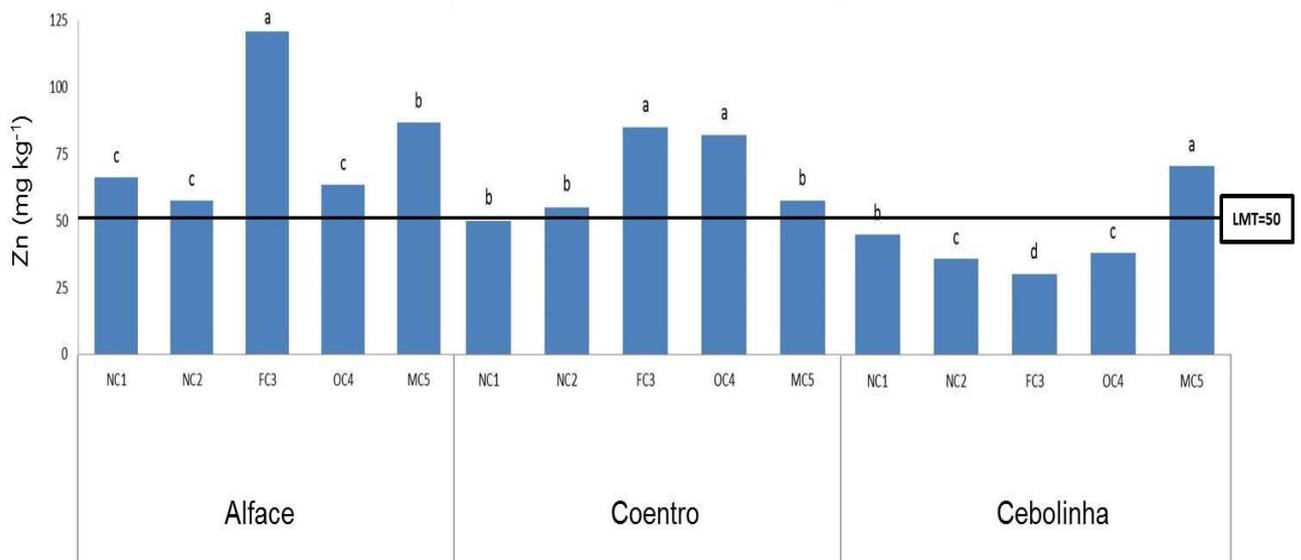
Os valores de Zn variaram entre 29,3 a 119,7 mg kg⁻¹(Tabela 12), apresentando 66% dos valores acima do LMT (50 mg kg⁻¹) (Figura 11).

Tabela 12. Teores de Mn, Zn, Cr e Ni na parte comestível de diferentes hortaliças coletados em áreas cultivadas com olerícolas em Vitória de Santo Antão- PE.

Áreas-Culturas	Matéria Seca	Mn		Zn		Cr		Ni	
	g	mg kg ⁻¹	kg ha ^{-1*}						
NC1-Alface	58,12	37,6±2,6	1,09	64,3±4,9	1,94	6,5±0,7	0,27	6,5±1,3	0,24
NC1-Coentro	18,13	33,9±2,7	1,01	48,2±1,4	1,44	2,7±0,1	0,08	0,37±0,06	0,01
NC1-Cebolinha	30,28	13,3±1,0	0,40	44,4±2,5	1,33	2,7±0,5	0,08	0,07±0,06	0,003
NC2-Alface	103,27	44,6±0,1	1,34	57,5±1,2	1,73	2,5±0,2	0,08	1,0±0,1	0,03
NC2-Coentro	18,86	40,4±0,3	1,22	53,1±1,0	1,60	2,7±0,2	0,10	0,9±0,1	0,05
NC2-Cebolinha	29,17	26,6±0,4	0,80	34,4±0,7	1,03	2,7±0,2	0,08	0,17±0,06	0,01
FC3-Alface	57,67	55,6±2,5	1,67	120,9±12,1	3,59	4,3±0,3	0,14	2,8±0,2	0,08
FC3-Coentro	21,43	36,2±1,3	1,11	81,8±1,7	2,43	4,0±0,3	0,12	2,7±0,1	0,08
FC3-Cebolinha	27,08	13,4±0,5	0,40	29,1±0,9	0,88	2,8±0,06	0,09	0,5±0,1	0,02
OC4-Alface	79,59	46,4±2,8	1,36	63,4±2,8	1,86	3,0±0,4	0,08	1,1±0,1	0,03
OC4-Coentro	19,62	83,7±3,5	2,49	79,1±2,4	2,30	2,8±0,1	0,08	0,53±0,06	0,02
OC4-Cebolinha	29,31	16,5±0,9	0,50	36,5±3,4	1,10	2,5±0,1	0,08	0,3±0,1	0,01
MC5-Alface	74,09	51,5±1,7	1,54	86,8±2,8	2,61	2,9±0,1	0,09	1,1±0,2	0,03
MC5-Coentro	18,32	25,2±1,0	0,81	55,3±7,2	1,72	2,7±0,5	0,08	1,7±0,2	0,05
MC5-Cebolinha	36,39	37,3±1,8	1,12	67,8±0,9	2,04	3,6±0,1	0,11	1,93±0,06	0,06
LMT**	---	NE	---	50	---	30	---	5	---

* Estimativa da quantidade de metais para uma produção de 30 t ha⁻¹; ** Limite Máximo de Tolerância, segundo ANVISA (1965); NE = Não Especificado; 1, 2, 3, 4, 5 – Áreas de coleta do material vegetal; Os números em vermelho representam valores superiores aos limites estabelecidos pela ANVISA (1965).

Figura 11. Médias dos teores Zn em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão PE.



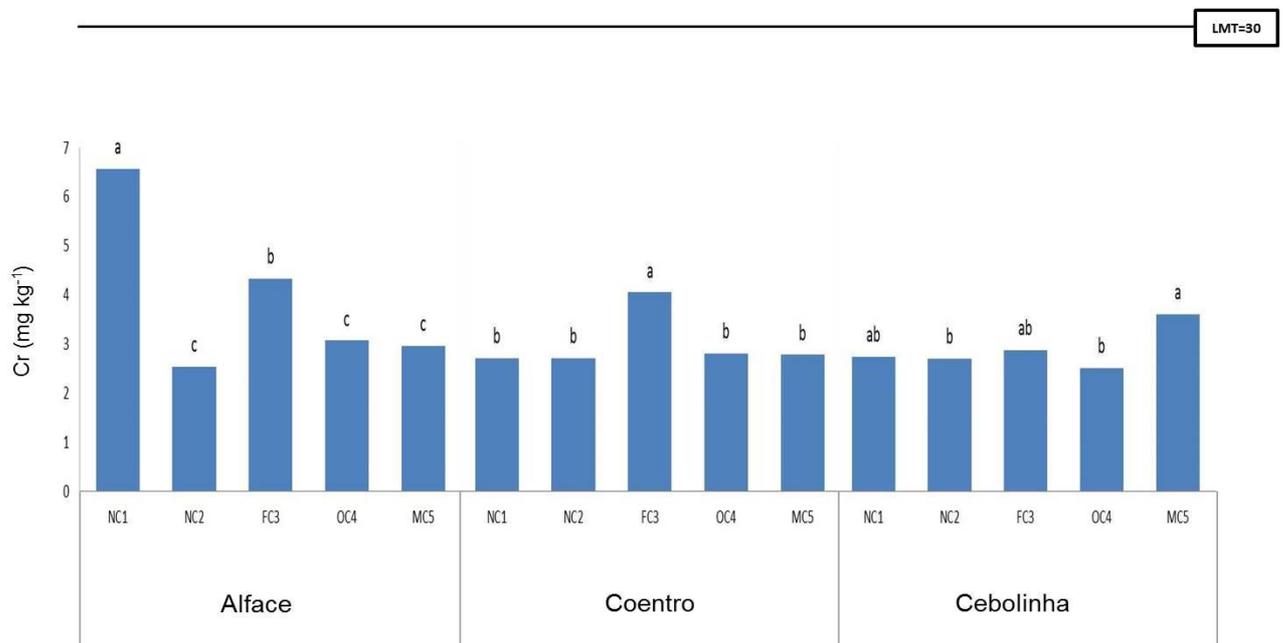
As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, para cada cultura, pelo teste de Tukey (P <0,05).

A alface foi a cultura que apresentou o maior valor médio ($74,14 \text{ mg kg}^{-1}$), seguido pelo coentro ($56,75 \text{ mg kg}^{-1}$) e cebolinha ($56,02 \text{ mg kg}^{-1}$). Situação diferente foi verificada por Roese (2008), que encontrou valores baixos na alface cultivada em hortas em Campo Grande – MS, sendo o valor máximo de $5,2 \text{ mg kg}^{-1}$. Já Fernandes et. al., (2007), encontraram valores alto em alface comercializada na CEASA de Minas Gerais, variando de $8,84$ a $115,36 \text{ mg kg}^{-1}$.

Embora os valores de Zn tenham ultrapassado o LMT, segundo Ross (1994), não há perigo de causar fitotoxidez, que só ocorre em teores acima de 400 mg kg^{-1} . Estimativa feita para a alface, com uma produção de 30 t ha^{-1} , as remoções podem chegar a $3,59 \text{ kg}$ de Zn por ha.

Os teores de Cr variaram entre $2,5$ a $9,1 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 12), valor médio que se encontra dentro dessa faixa foi encontrado por Costa et al. (2001) em alface ($7,56 \text{ mg kg}^{-1}$) cultivada em solos de Minas Gerais. Esse elemento não é considerado essencial para as plantas e sua presença pode causar toxidez. A alface apresentou maior concentração com $9,10 \text{ mg kg}^{-1}$ seguida pela cebolinha com $3,90 \text{ mg kg}^{-1}$ e coentro com $3,4 \text{ mg kg}^{-1}$. Porém, nenhum valor se aproximou do LMT (30 mg kg^{-1}) (Figura 12).

Figura 12. Médias dos teores Cr em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão PE.



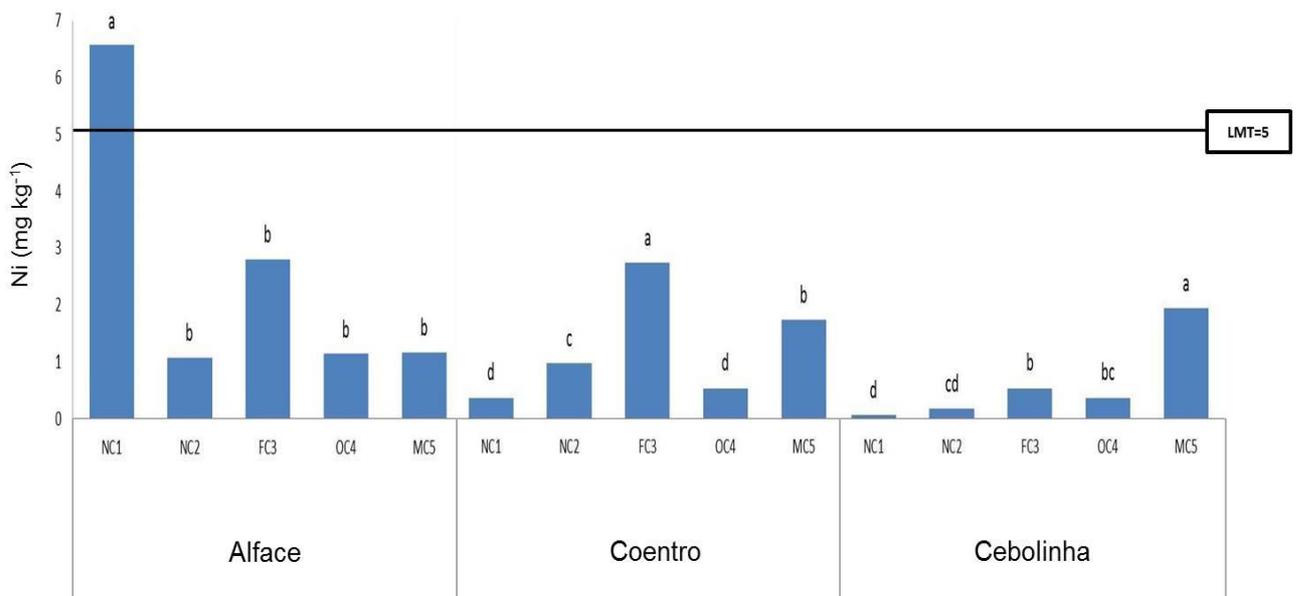
As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, para cada cultura, pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Os valores de Cr nos materiais vegetais não condizem com as concentrações encontradas no solo, uma vez que os maiores teores de Cr no solo foram visto nas áreas OC4

e MC5. O que pode ser explicado que existe uma grande variação na fitodisponibilidade desse elemento nos solos estudados.

A faixa de variação para os teores de Ni nas hortaliças foi de 0,1 a 8,0 mg kg⁻¹ (Tabela 12). Embora o Ni seja considerado essencial às plantas, 80% dos valores ficaram entre 0,1 e 1,90 mg kg⁻¹. Apenas a alface da área NC1 ficou acima do LMT (5 mg kg⁻¹) (Figura 13), com valor de 8 mg kg⁻¹. Baixos níveis de Ni em hortaliças produzidas na região urbana do município de Campo Grande - MS, também foram observados por Roesse (2008), sendo 0,372 mg kg⁻¹ o maior valor encontrado. A área NC1 se destacou com maior diferença estatística entre as demais áreas. Para coentro e cebolinha, de um modo geral, houve diferença estatística em todas as áreas, exceto para as áreas NC1 e MC5 cultivadas com coentro.

Figura 13. Médias dos teores Ni em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão PE.

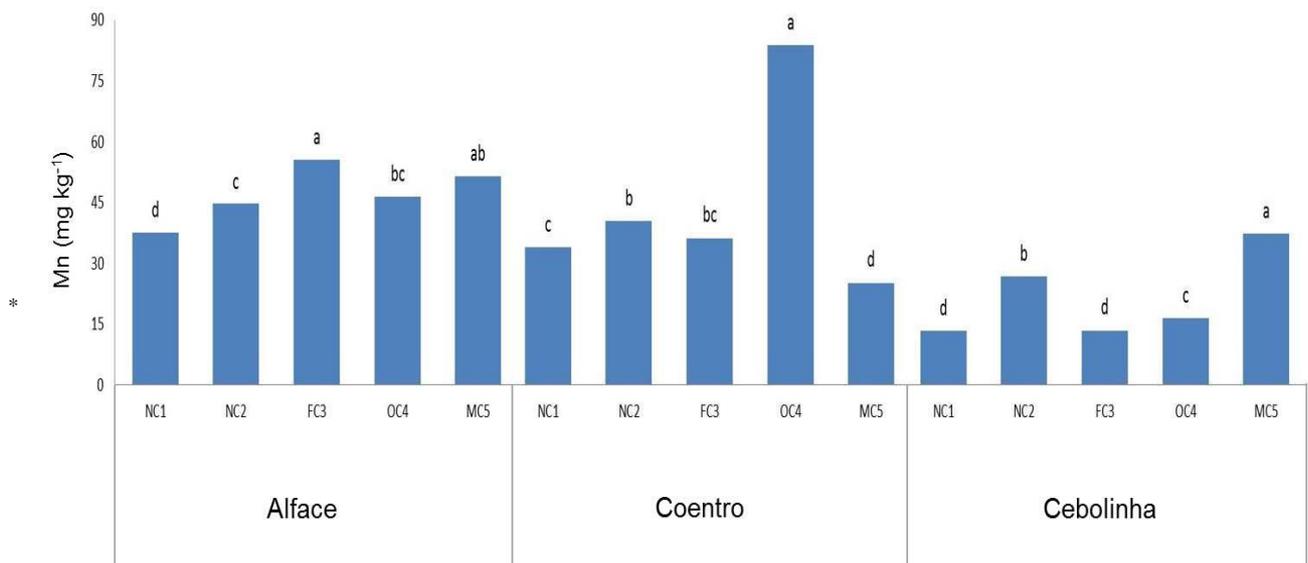


As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, para cada cultura, pelo teste de Tukey (P <0,05).

Já o Mn variou de 13,37 a 83,70 mg kg⁻¹ (Tabela 12), apresentando os valores médios de 47,30, 43,67 e 21,05 mg kg⁻¹ para alface, coentro e cebolinha, respectivamente. O coentro foi a cultura que apresentou o maior valor geral, na área OC4, valor este que é cem vezes maior do que o encontrado em repolho cultivado em hortas da microbacia de Caetés, Paty dos Alferes-RJ (0,76 mg kg⁻¹) (RAMALHO et al., 2000) e cinco vezes superior ao que foi encontrado por Vieira (2011) em acelgas cultivadas em Camocim de São Felix-PE (15,71 mg kg⁻¹). De modo geral, foram verificadas diferenças estatísticas em todas as áreas, exceto entre

as áreas NC1 e FC3 com a cebolinha (Figura 14). Esses valores de Mn no material vegetal, em sua maioria, são provenientes dos fertilizantes e agrotóxicos aplicados ao longo do ciclo da cultura.

Figura 14. Médias dos teores Mn em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão-PE.



As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, para cada cultura, pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). * Não existe LMT para Mn.

Os valores de Cu variaram de 0,10 a 19,90 mg kg⁻¹ (Tabela 13), logo, nenhum valor se aproximou do LMT (30 mg kg⁻¹) (Figura 14). Embora, a cultura da cebolinha tenha apresentado o maior valor, em média, a alface se destacou com 9,76 mg kg⁻¹, o coentro com 9,39 mg kg⁻¹ e a cebolinha com 5,34 mg kg⁻¹. A maior média de Cu deste trabalho, quando comparada à média de Cu em alfaces de Mário Campos – MS, encontrada por Fernandes et al. (2007), é duas vezes maior, e cinco vezes maior do que o reportado por Roese (2008) também para a alface. Isto ocorre devido ao grande volume de fungicidas cúpricos aplicados, na parte aérea das plantas, ao longo do ciclo das culturas.

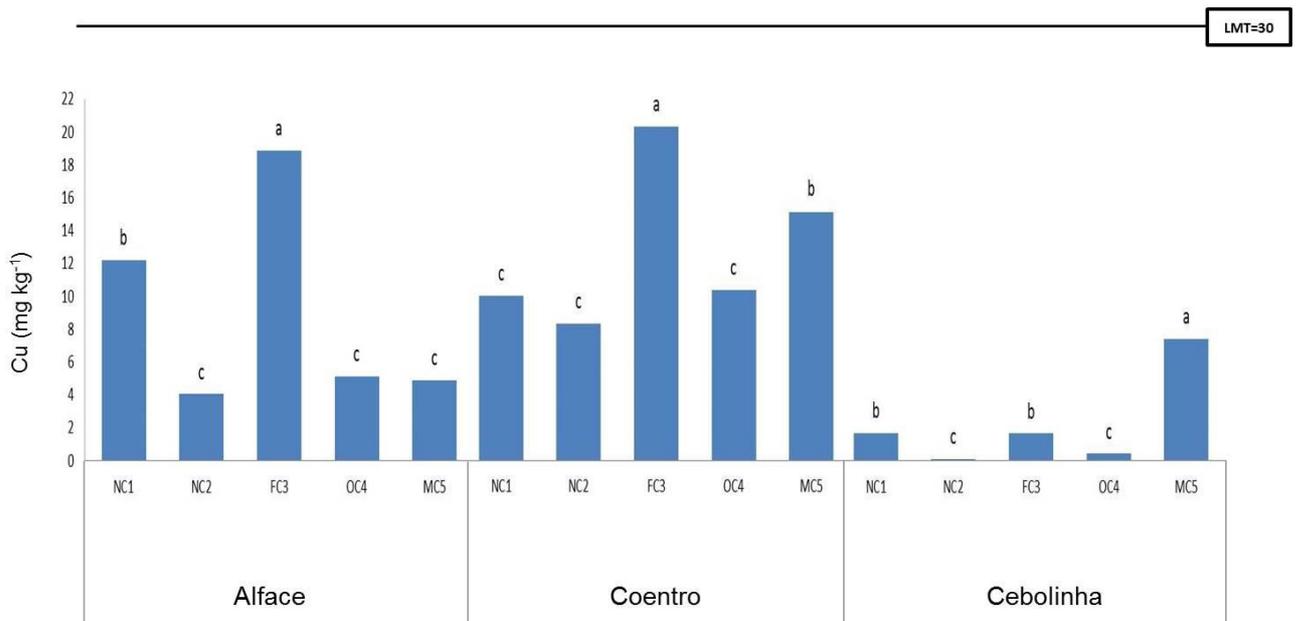
A área FC3 apresentou os maiores valores para alface e coentro, já para cebolinha a área MC5 teve o maior valor. Como não existe um controle nas aplicações de fertilizantes e agrotóxicos, essas áreas, pelos resultados apresentados, demonstram uma maior aplicação de produtos com Cu em sua composição (Tabelas 2 e 3).

Tabela 13. Teores de Cu, Cd, Pb e Fe na parte comestível de diferentes hortaliças coletados em áreas cultivadas com olerícolas em Vitória de Santo Antão- PE.

Áreas-Culturas	Matéria Seca	Cu		Cd		Pb		Fe	
	g	mg kg ⁻¹	kg ha ^{-1*}						
NC1-Alface	58,12	12,2±1,3	0,40	0,13±0,06	0,12	4,1±0,2	0,12	649,5±39,5	19,49
NC1-Coentro	18,13	10,0±0,7	0,30	0,13±0,06	0,02	0,7±0,2	0,02	185,6±14,2	5,57
NC1-Cebolinha	30,28	1,6±0,7	0,05	0,13±0,06	0,02	0,6±0,1	0,02	152,2±6,9	4,57
NC2-Alface	103,27	4,0±0,3	0,12	0,07±0,06	0,09	2,8±0,1	0,09	581,0±11,2	17,10
NC2-Coentro	18,86	8,3±0,2	0,30	0,07±0,06	0,05	2,5±0,6	0,05	165,1±3,0	4,96
NC2-Cebolinha	29,17	0,07±0,06	0,003	0,07±0,06	0,05	2,0±0,6	0,05	85,6±10,4	2,57
FC3-Alface	57,67	18,8±0,1	0,57	0,73±0,23	0,03	0,7±0,3	0,03	306,6±2,3	9,27
FC3-Coentro	21,43	20,3±1,3	0,60	0,73±0,06	0,05	1,4±0,2	0,05	144,0±4,8	4,40
FC3-Cebolinha	27,08	1,6±0,3	0,05	0,03±0,06	0,02	0,53±0,06	0,02	99,5±1,8	2,98
OC4-Alface	79,59	5,1±0,3	0,15	0,07±0,06	0,06	1,9±0,1	0,06	126,7±12,8	3,80
OC4-Coentro	19,62	10,3±0,3	0,31	0,07±0,06	0,02	0,6±0,3	0,02	182,8±3,1	5,49
OC4-Cebolinha	29,31	0,4±0,1	0,01	0,04±0,05	0,03	1,2±0,2	0,03	52,9±2,9	1,59
MC5-Alface	74,09	4,8±0,2	0,14	0,07±0,06	0,06	1,9±0,1	0,06	156,6±2,2	4,70
MC5-Coentro	18,32	15,1±1,0	0,45	0,47±0,06	0,05	2,3±0,9	0,05	66,7±29,5	2,00
MC5-Cebolinha	36,39	7,4±0,1	0,23	0,57±0,06	0,01	0,3±0,1	0,01	12,4±1,2	0,39
LMT**	---	30	---	1	---	0,5	---	NE	---

* Estimativa da quantidade de metais para uma produção de 30 t ha⁻¹; ** Limite Máximo de Tolerância, segundo ANVISA (1965); NE = Não Especificado; 1, 2, 3, 4, 5 – Áreas de coleta do material vegetal; Os números em vermelho representam valores superiores aos limites estabelecidos pela ANVISA (1965).

Figura 15. Médias dos teores Cu em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão-PE.

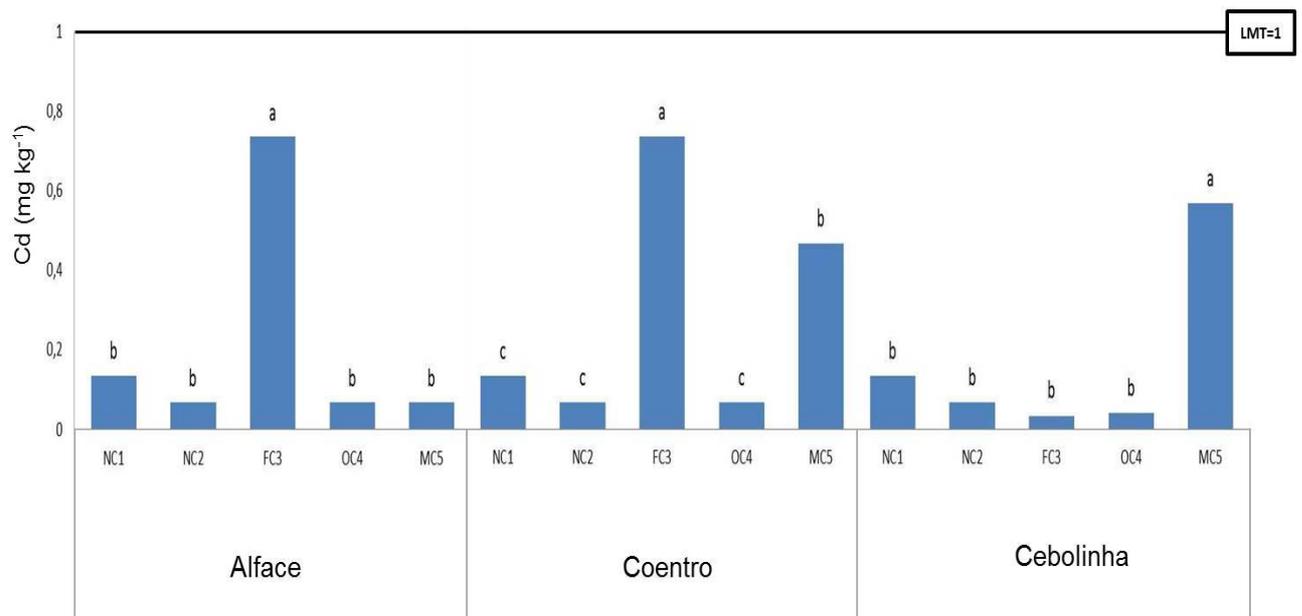


As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, para cada cultura, pelo teste de Tukey (P < 0,05).

As concentrações de Cd variaram de 0,1 a 0,7 mg kg⁻¹ (Tabela 13), sendo os maiores valores apresentados pelas amostras de cebolinha, alface e coentro, respectivamente, no entanto, inferiores ao LMT (1 mg kg⁻¹) (Figura 15), fato também observado por Vieira (2011), em que suas amostras de hortaliças apresentaram variação de 0,15 a 0,66 mg kg⁻¹. Valores mais baixos de Cd foram encontrados por Guerra et al. (2012), estudando a concentração de metais pesados em hortaliças consumidas no estado de São Paulo, sendo 0,04 e 0,08 mg kg⁻¹ para alface e coentro, respectivamente.

A área FC3 se destacou com os mais altos valores de Cd em alface e coentro, diferentemente do observado no solo, já a cebolinha teve maior valor na área (MC5) onde também foi verificado alto teor de Cd no solo.

Figura 16. Médias dos teores Cd em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão-PE.

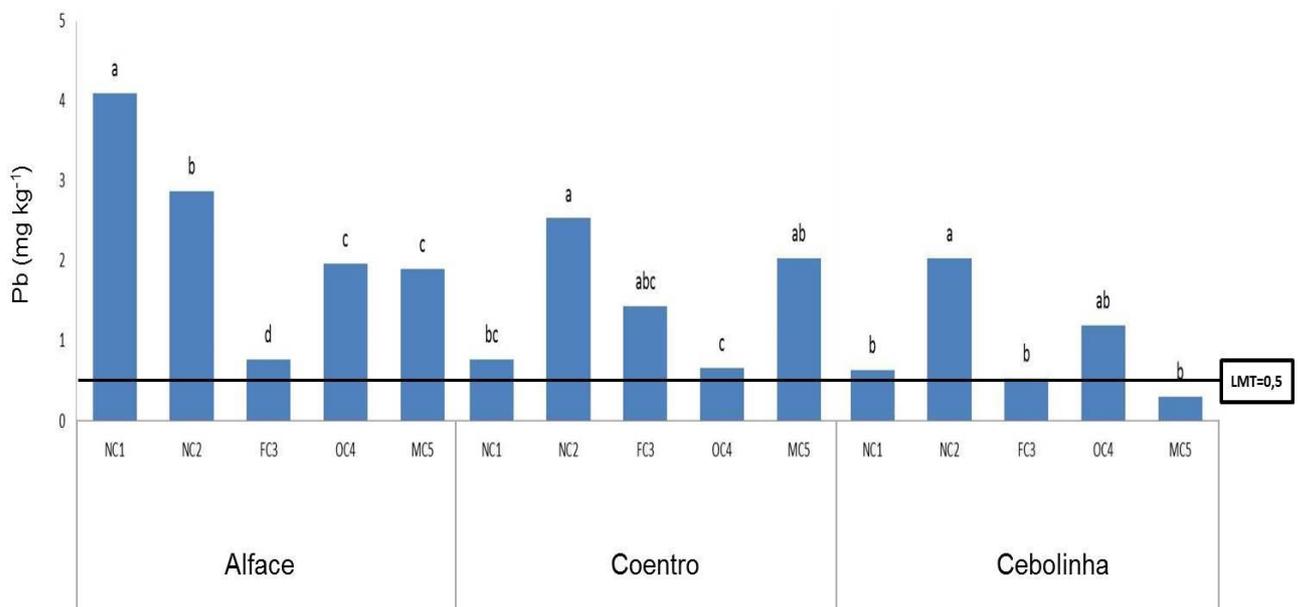


As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, para cada cultura, pelo teste de Tukey (P < 0,05).

O chumbo apresentou teores que variaram de 0,3 a 4,1 mg kg⁻¹ (Tabela 13). Apenas a amostra de alface da área OC4 ficou abaixo do LMT (0,5 mg kg⁻¹) (Figura 16), as demais amostras chegaram a valores oito vezes maior do que o LMT. Guerra et al. (2012), também encontrou valores de Pb acima do LMT em hortaliças folhosas comercializadas no estado de São Paulo, de forma que a couve apresentou maior valor (1,66 mg kg⁻¹) e seguida pelo coentro (1,24 mg kg⁻¹).

Como verificado para os outros metais descritos anteriormente, as amostras de alface foram as que apresentaram maiores níveis de metais. Isto pode ser explicado pelo fato da cultura da alface possuir uma grande área foliar, que permite maior contato e acúmulo de poluentes que contenham metais pesados em suas folhas e, por conseguinte, absorve-los, sendo considerada uma planta acumuladora de metais pesados (ALEXANDER et al., 2006). Vale salientar que, de acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), sintomas de toxicidade só apareceram quando a concentração desse metal for superior a 30 mg kg^{-1} . Porém a presença do Pb pode promover diversos problemas às plantas. Lima et al. (2013), estudando a bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado por Pb, verificaram que a presença do Pb promoveu um desbalanço nutricional nas plantas estudadas; reduziu as concentrações de Fe, Mn e Ni nas folhas de couve-manteiga, proporcionou aumento nas concentrações de Ni e Zn nas túberas de cenoura e reduziu o Fe nas raízes de quiabeiro.

Figura 17. Médias dos teores Pb em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão-PE.

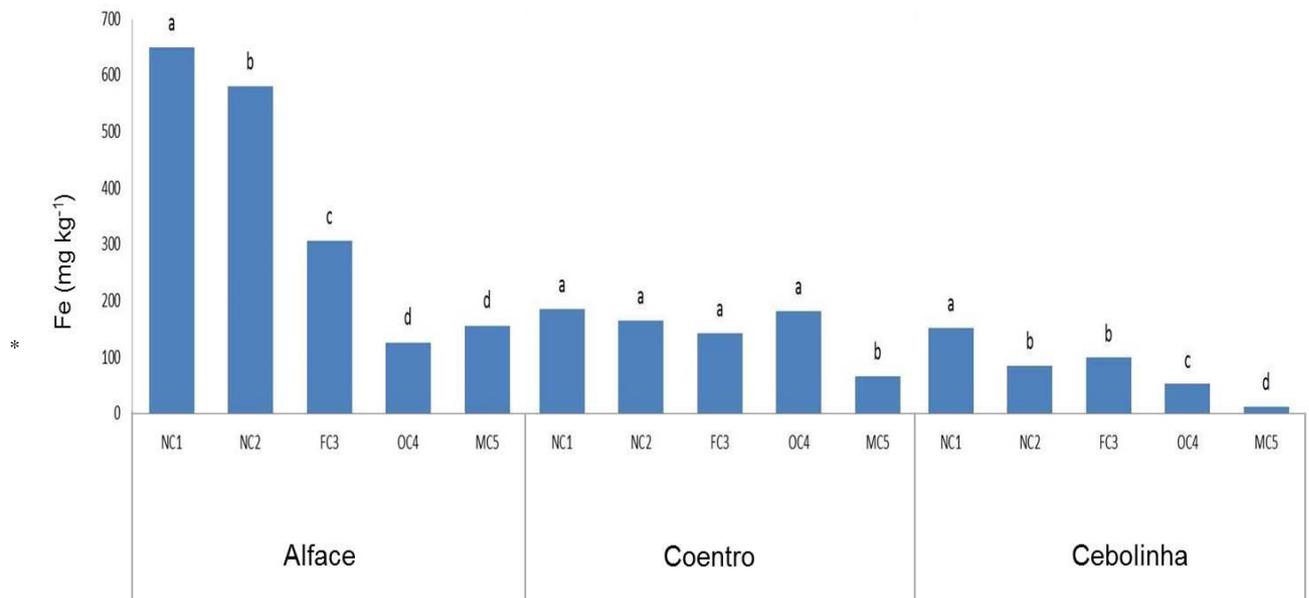


As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, para cada cultura, pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Os valores de Fe variaram de 12,4 a $649,50 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 13), sendo o maior valor, três vezes superior ao encontrado por Fernandes et al. (2007) em alfaces ($103,45 \text{ mg kg}^{-1}$) cultivadas em Juiz de Fora–MG. De modo geral, a alface apresentou a maior concentração do metal, três vezes maior do que o coentro, que por sua vez foi cerca de três vezes maior que a

da cebolinha. A área NC1 apresentou os maiores valores de Fe em alface e cebolinha (Figura 18). Fazendo uma estimativa com os dados obtidos, é possível prever uma retirada de 19,49, 5,57 e 4,57 kg ha⁻¹ de Fe pelas culturas: alface, coentro e cebolinha, respectivamente, na área NC1.

Figura 18. Médias dos teores Fe em hortaliças cultivados em Vitória de Santo Antão-PE.



AS médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, para cada cultura, pelo teste de Tukey (P <0,05). * Não existe LMT para Fe.

Esses altos valores de Fe refletem a grande incidência de fertilizantes e matéria orgânica aplicados no solo.

4.5. Metais pesados em água

Os teores totais dos metais pesados contidos nas amostras de água do rio Natuba e das barragens (Tabela 14) foram comparados com os atributos promulgados pela resolução n° 357 do CONAMA-MMA de 17/03/2005, que estabelece atributos de qualidade de uso dessas águas para o consumo humano e animal, bem como para a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas.

Tabela 14. Resultados das análises de metais em águas de irrigação em áreas produtoras de hortaliças de Vitória de Santo Antão-PE.

Áreas	Mn	Zn	Cr	Ni	Cu	Cd	Pb	Fe
	-----mg L ⁻¹ -----							
N1	0,047	0,080	<Ld	<Ld	<Ld	<Ld	<Ld	0,182
N2	0,068	0,019	<Ld	<Ld	<Ld	<Ld	<Ld	0,321
F3	0,030	0,055	<Ld	<Ld	<Ld	<Ld	<Ld	0,467
O4	0,027	0,045	<Ld	<Ld	<Ld	<Ld	<Ld	0,695
M5	0,015	0,014	<Ld	<Ld	<Ld	<Ld	<Ld	0,908
CONAMA N° 357/05*	0,1	0,18	0,05	0,025	0,009	0,001	0,01	0,3

* Valores de Referência: Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 430/11; Os números em negrito representam valores muito próximos ou superiores aos limites estabelecidos pelo CONAMA (2005).

As concentrações dos metais analisados, de um modo geral, foram baixas. Os valores observados variaram de 0,015 a 0,68 mg L⁻¹ para o Mn; 0,014 a 0,08 mg L⁻¹ para o Zn e 0,182 a 0,908 mg L⁻¹ para Fe. O Cr, Ni, Cu e Pb apresentaram valores abaixo do limite de detecção do aparelho nas amostras das cinco áreas. Vale salientar que os limites de Fe estabelecidos na Resolução 357/05 se referem à forma dissolvida. No entanto, no presente trabalho foi determinado o teor total, ou seja, o somatório da fração solúvel e insolúvel. Todas as amostras apresentaram valores de Fe, na forma dissolvida, acima do estabelecido pelo CONAMA (2005) (0,3 mg L⁻¹), exceto a área N1. Caso semelhante foi observado por Fernandes et al. (2007) em amostras de água utilizadas para a irrigação de cultivos de olerícolas no estado de Minas Gerais. Estes autores chamam a atenção para o fato de que esses valores de Fe não devem causar preocupações, pois, provavelmente, devem estar associados às partículas de solo que possuem, em sua constituição, minerais com elevado teor de Fe e são carregados pelos rios.

5. CONCLUSÕES

1. Os solos estudados apresentaram contaminação pelos metais Cr, Pb e Cd, conforme os níveis estabelecidos pelo CONAMA (2009);
2. De modo geral, os ambientes com cultivos foram os que apresentaram as maiores concentrações de metais pesados;
3. Os níveis de Fe e Mn foram bem maiores do que os encontrados nos solos de referência de Pernambuco;
4. As atividades agrícolas como a aplicação de agrotóxicos, fertilizantes e matéria orgânica, foram as principais responsáveis pelo fornecimento de metais pesados nos solos e nas hortaliças;
5. Observou-se valores de Zn e Pb, no material vegetal, acima dos Limites Máximos de Tolerância estabelecidos pela ANVISA (1965);
6. A alface foi a cultura que apresentou os maiores valores de metais pesados, seguida pelo coentro e cebolinha;
7. Nas amostras de água, o Fe foi o único metal que apresentou valores acima do permitido, segundo a Resolução CONAMA 357/2005.

6. PERSPECTIVAS

1. A análise do teor total de metais pesados no solo é de grande importância no monitoramento da contaminação, porém não reflete a sua real disponibilidade, visto que os elementos podem se encontrar no solo em formas de diferentes disponibilidades. Assim, é preciso realizar estudos para conhecer a distribuição dos metais pesados no perfil nas diversas formas retidas no solo, a fim de avaliar a sua biodisponibilidade, além de prever o potencial de mobilidade, lixiviação e poluição dos solos. Para isto, é preciso empregar a técnica do fracionamento para extrair sequencialmente os metais pesados nas frações: matéria orgânica, solúvel, óxidos de Mn e Fe amorfo e cristalino.
2. Estudar os processos de sorção fazendo uso das isotermas de adsorção, que fornecem subsídios a respeito da capacidade de retenção e da força pela qual os metais pesados são retidos pelo solo e determinar a capacidade máxima de adsorção desses metais.
3. Desenvolver ensaios em laboratório com coluna de solo para entender o transporte dos metais pesados ao longo do perfil do solo.
4. Analisar a concentração dos metais nos fertilizantes, agrotóxicos e matéria orgânica e comparar com os valores detectados nos solos.
5. Analisar as concentrações de metais pesado nos sedimentos das barragens e rio.
6. Faz-se necessário promover programas de educação ambiental em parceria com a associação dos trabalhadores de Vitória de Santo Antão, a Secretaria de Agricultura e Meio Ambiente, o IPA e a Adagro, para o desenvolvimento de conhecimento quanto à utilização de agrotóxicos e importância das análises de solo e vegetal para a realização das adubações; de atitudes e de habilidades necessárias à preservação e melhoria da qualidade ambiental, respeitando os princípios socioculturais e éticos.
7. Sugere-se que as pesquisas, nessas áreas, continuem, realizando experimentos para conhecer os reais efeitos dos metais pesados no solo; nas hortaliças, verificando os efeitos dos metais pesados a curto e longo prazo, realizando pesquisas na região sobre o consumo de hortaliças e assim descobrir a ingestão diária total dos metais.

8. Como os agricultores não usam equipamentos de proteção individual (EPI), estando expostos diariamente a doses de metais pesados, é importante que a Secretária de Saúde e equipe médica (postos de saúde localizados nessas áreas) estudem os níveis de contaminação de metais potencialmente tóxicos nos trabalhadores, através de análises biomédicas.

REFERÊNCIAS

ABD-ELFATTAH, A.; WADA, K. Adsorption of lead, copper, zinc, cobalt and cadmium by soils that differ in cation-exchange materials. **Journal of Soil Science**, London, v. 32, p. 271-283, 1981.

ABRAMOVAY, R. Alimentos versus população: está ressurgindo o fantasma malthusiano? **Ciência e .Cultura**, São Paulo, v.62, n.4, 2010.

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; ANDRADE, J. C. Distribuição de chumbo no perfil de solo avaliada pelas soluções de DTPA e Mehlich-3. **Bragantia**, v. 57, n.1, p. 185-192, 1998.

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. In: **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 645 – 692. 2002.

ALEXANDER, P. D.; ALLOWAY, B. J. DOURADO, A. M. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables. **Environmental Pollution**, London, v. 144, p. 736-745, 2006.

AMARAL SOBRINHO, N.M. B. do; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, C.; VELLOSO, A. C. X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 16, p. 271-276, 1992.

ANVISA: Agência Nacional de Vigilância Sanitária - **Limites Máximos de Tolerâncias (LMT), referentes a contaminantes inorgânicos em alimentos**. Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965.

ARAÚJO, W. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; GOMES, P. C. Relação entre adsorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p.17-27, 2002.

ARAÚJO, J. C. T.; NASCIMENTO, C. W. A.; CUNHA FILHO, F. F. Disponibilidade de silício e biomassa de milho em solo contaminado por chumbo tratado com silicato. **Ciência e agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 5, p. 878-883, set-out. 2011.

ARAÚJO, W. S.; SOBRINHO, N. M. B. A. Influência das propriedades físicas e químicas de solos intemperizados na adsorção de chumbo, cobre e zinco. **Floresta e Ambiente**, v. 7, n. 1, Seropédica, p. 167-180, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6502. **Ensaio de granulometria**. Rio de Janeiro: ABNT, 1995.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, p. 403-439, 2002.

BALSAN, R. Impactos decorrentes da modernização da agricultura Brasileira. **Revista de Geografia Agrária**, v. 1, n. 2, p. 123-151, 2006.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Gênese, cap. 2, p. 9-40, 1999.

BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agrossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso de agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p. 259-268, 2000.

BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco**. Tese (Doutorado em Agronomia) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 70 p., 2010.

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRICIO NETA, A. B.; RIBEIRO, M. R. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu e Co em Solos de Referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1057-1066, 2011.

BRAGA, R. A. P. Gerenciamento Ambiental da Bacia do Tapacurá: Sub-Bacia do Rio Natuba. **GRH – DECIV – UFPE**, Recife, 1998.

BURT, R., WILSON, M. A.; MAYS, M. D.; LEE, C. W. Major and trace elements of selected pedons in the USA. **Journal of Environmental Quality**, v.32, p. 2109-2121, 2003.

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

CARVALHO, V. G. **Teores de elementos tóxicos e micronutrientes em Fertilizantes e corretivos comercializados no nordeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 66 p., 2011.

CASARTELLI, E. A.; MIEKELEY, N. Determination of thorium and light rare-earth elements in soil water and its humic fraction by ICP-MS and on-line coupled size exclusion chromatography. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, Heidelberg, v. 377, p. 58-64, 2003.

CELERE, M. S. **Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública.** Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 939-947, 2007.

CETESB – Companhia de tecnologia de saneamento ambiental. Decisão da Diretoria nº 195/2005. **Valores orientadores para solos e águas subterrâneas do estado de São Paulo**, 4p, 2005.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.”**, Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm?codlegitipo=3&ano=2009>. Acessado em 12 Jun. 2013.

CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente - **Lei nº 357/2005** —Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. “Condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.” - Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação D. O. U: 18/03/2005.

CASALI, C. A.; MOTERLE, D. F.; RHEINHEIMER, D. S.; BRUNETTO, G.; CORCINI, A. L. M.; KAMINSKI, J.; MELO, G. W. B. Formas de dessorção de cobre em solos cultivados com videira na Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1479-1487, 2008.

COSTA, W. P. L. B. **Alterações na fertilidade do solo e teores de metais pesados em solos cultivados com videira.** Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 80 p., 2009.

COSTA, C. A.; CASALI, V. W. D.; RUIZ, H. A.; CECOM, C. P. J. P. R. Teor de metais pesados e produção de alface adubada com composto de lixo urbano. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 19 n. 01, p. 10-16, 2001.

COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do rio betari no parque estadual turístico do alto ribeira - Petar, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, Vol. 29, n. 1, p. 40-45, 2006.

CUNHA, K. P. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; PIMENTAL, R. M. M.; ACCIOLY, A. M. A.; SILVA, A. J. Cadmium and zinc availability, accumulation and toxicity in maize grown in a contaminated soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n.3, p. 1319-1328. 2008.

DENAIX, L; SEMLALI, R. M; DOUAY, F. Dissolved and colloidal transport of Cd, Pb, and Zn in a silt loam soil affected by atmospheric industrial deposition, **Environmental Pollution**, v. 113, p. 29-38, 2001.

DOREA, J.G. Mercury and lead during breast feeding. **British Journal of Nutrition**, p. 21-40, 2004.

EGLI, M.; FITZE, P.; OSWALD, M. Changes in heavy metal contents in an acidic forest soil affected by depletion of soil organic matter within the time span 1969-93. **Environmental Pollution**, v. 105, p. 367-379. 1999.

EGREJA FILHO, F. B. **Extração sequencial de metais pesados em solos altamente intemperizados: Utilização de componentes-modelo e planejamentos com misturas ternárias na otimização do método.** Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Viçosa, 287p. 2000.

ELLIOT, H. A.; LIBERATI, M. R.; HUANG, C. P. Competitive adsorption of heavy metals by soils, **Journal of Environmental Quality**, v. 15, p. 214-217, 1986.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Solos do Nordeste:** levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco. Escala: 1: 100.000. 2000. Disponível em: <<http://www.uep.cnps.embrapa.br/solos/pe/vitoriadesantoantao.pdf>>. Acesso em: 03 Jun. 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.** 2 ed. Brasília, 1999, 370p.

EMBRAPA: Empresa BRASILEIRA de Pesquisa Agropecuária - Centro Nacional de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análises de solo.** 2.ed. Rio de Janeiro, 1997, 212p.

FAO – Organização das Nações Unidas Para Agricultura e Alimentação. **A Agricultura e o Desafio de até 2050 Acabar com a Fome Mundial**. Disponível em: <<https://www.fao.org.br/oqvpsf2012.asp>>. Acessado em: 10 Jul. 2013.

FERNANDES, J. D.; CHAVES, L. H. G.; OLIVEIRA, F. H. T.; FARIAS, D. R. Ponto de efeito salino nulo e cargas elétricas de solos do estado da Paraíba. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.21, n2, p.147-155, 2008.

FERNANDES, R. B. A.; LUZ, W. V.; FONTES, M. P. F.; FONTES, L. E. F. Avaliação da concentração de metais pesados em áreas olerícolas no Estado de Minas Gerais. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 81-93, 2007.

FILGUEIRA, F. A. R. **Manual de olericultura: agrotecnologia moderna na produção e comercialização de hortaliças**. 2 ed. Viçosa, UFV, 2003, 412p.

GIROTTO, E. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n.3, p. 955-965, 2010.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; ACCIOLY, A. M. A. Distribuição de metais pesados em plantas de milho cultivadas em Argissolo tratado com lodo de esgoto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1689-1695, nov-dez. 2006.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; LUCHESE, E. B.; LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e cromo, em soja cultivada em Latossolo Vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova**, v.23, n.2, p.173-177, 2000.

GONÇALVES, V.C.; MEURER, E.J.; TATSCH, F.R.P.; CARVALHO, S.A.; SANTOS, NETO, O. A DOS. Biodisponibilidade de cádmio em fertilizantes fosfatados. **Revista Brasileira em ciência do solo**, v. 32, p. 2871-2875, 2008.

GUERRA, F.; TREVIZAM, A. R.; MURAOKA, T.; MARCANTE, N. C.; CANNIATTI-BRAZACA, S. G. Heavy metals in vegetables and potential risk for human health. **Science Agrícola**, v.69, n.1, p.54-60, 2012.

ROESE, F. M. **Metais em água, solo e hortaliças produzidas na região urbana do município de Campo Grande, MS**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2008, 86 p.

GUO, G. L.; ZHOU, Q.X.; KOVAL, P. V.; BE LOGOLOVA, G. A. Speciation distribution of Cd, Pb, Cu and Zn in contaminated Phaeozem in north-east China using single and

sequential extraction procedures. **Australian Journal of Soil Research**, vol. 44, p.135- 142, 2006.

HSU, P. H. Aluminum oxides and oxyhydroxides. In: DIXON, J.B.; WEED, S.B. (Eds.) **Minerals in soil environmental**. 2. ed. Madison: Soil Science Society of America, p. 331 – 379, 1989.

HU, H. **Exposure to metals**. Primary Care Clin Office Practice, v. 27, n.4, p. 983–996, 2000.

HU, X.; DING, Z. Lead/cadmium contamination and lead isotopic ratios in vegetables grown in peri-urban and mining/smelting contaminated sites in Nanjing, China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, Nanjing, v. 82, p. 80-84, 2009.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico 2010**: sinopse por setores. 2010. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopseporsetores/>>. Acessado em: 02 Jun. 2013.

KABALA, C.; SINGH, B.R. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. **Journal of Environmental Quality**, v.30, p.485-492, 2001.

KABATA-PENDIAS, A. PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3.ed Boca Raton, Florida: CRC Press, 2001. 315p.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. Trace elements from soil to human. **Springer-Verlag**, Berlin, 2007, 549 p.

KEHRIG, H. A.; MALM, O.; PALERMO, E. F. A.; SEIXAS, T. J.; BAÊTA, A. P.; MOREIRA, I. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**. v. 34, n. 3, p. 377-384, 2011.

KOMÁREK, M; Szákova J.; Rohošková M.; Javorská H.; Chrastný V.; Balík J. Copper contamination of vineyard soils from small wine producers: A case study from the Czech Republic. **Geoderma**, Amsterdam, v. 147, p. 16–22, 2008.

LAIR, G. J.; GERZABEK, M. H.; HABERHAUER, G.; JAKUSCH, M. & KIRCHMANN, H. Response of the sorption behavior of Cu, Cd, and Zn to different soil management. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 169, p. 1-9, 2006.

LIMA, F. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; ACCIOLY, A. M. A.; SOUSA, C. S.; CUNHA FILHO, F. F. Bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 44, n. 2, p. 234-241, abr-jun. 2013.

LINHARES, L. A.; EGREJA FILHO, F. B.; OLIVEIRA, C. B.; BELLIS, V. M. Adsorção de cádmio e chumbo em solos tropicais altamente intemperizados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.44, n. 3, p.291-299, 2009.

LOPES A. S.; GUILHERME, L. R. G. **Interpretação de análise de solo: conceitos e aplicações**. São Paulo: ANDA, 2004, p. 48 (Boletim técnico informativo).

MACHADO, S. S.; BUENO, P. R. M.; OLIVEIRA, M. B.; MOURA, C. J. Concentração de chumbo em alface cultivada com diferentes adubos orgânicos. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, Campina Grande, v. 10, n. 1, p. 63-70, 2006.

MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; CHIBA, M. K BRAZ, L. T Calagem e adubação com vermicomposto de lixo urbano na produção e nos teores de metais pesados em alface. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 21, n. 3, p. 494-500, jul-set, 2003.

MATOS, A.T.; FONTES, M.P.F.; COSTA, L.M.; MARTINEZ, M.A. Mobility of heavy metals as related to soil chemical and mineralogical characteristics of Brazilian soils. **Environmental Pollution**, v.111, p.429-435, 2001.

MATOS, A. T.; FONTES, M. P. F.; JORDÃO, C. P.; COSTA, L. M. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 20, p. 379-386, 1996.

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**, New York, Oxford University, 1994, 406 p.

McBRIDE, M.B; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 48, p. 337 – 346, 1997.

McBRIDE, M. B. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. **Advances in Soil Science**, v.10, p.1-47, 1989.

MELO, K. R. T.; ALMEIDA, J. L.; GOMES, D. L.; SANTOS, D. N.; CAMARA, R. G. B.; ROCHA, H. A. O. Caracterização e atividade anticoagulante de polissacarídeos sulfatados extraídos da alga marrom *Dictyopteris justii*. **Holos**, Rio Grande do Norte, v. 1, n.8, p.29-40, 2013.

MEURER, E. J.; RHEINHEIMER, R.D.; BISSANI, C.A. Fenômenos de sorção em solos. In: MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 2. ed. Porto Alegre: Gênese, cap. 5. 2004 p. 131 – 171.

MORAES, M.F. **Micronutrientes e metais pesados tóxicos: do fertilizante ao produto agrícola**. Tese (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura) Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009, 108p.

SEGURA-MUÑOZ, S. I.; BOCIO, A.; TREVILATO, T. M. B.; TAKAYANAGUI, A. M. M.; DOMINGO, J. L. Metal concentration in soil in the vicinity of a Municipal Soil Landfill with a deactivated Medical Waste Incineration Plant, Ribierão Preto, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 73, n. 3, p. 575-582, 2004.

NACHTIGALL, G. R.; NOGUEIROL, R. C.; ALLEONI, L. R. F. Extração sequencial de Mn e Zn em solos em função do pH e adição de cama-de-frango. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 13, n. 3, p. 240–249, 2008.

NASCENTES, R. **Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado**, Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006, 153p.

NIST-National Institute of Standards and Technology. **Standard Reference Materials -SRM 2709, 2710 and 2711**Addendum Issue Date: 18 January 2002.

OLIVEIRA, C. **Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com cádmio, chumbo e zinco**. Tese (Doutorado em Agronomia) Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1998, 186 p.

OLIVEIRA, L.B.; RIBEIRO, M.R.; FERRAZ, F.B.; JACOMINE, P.K.T. Classificação de solo planossólicos do sertão do Araripe (PE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.17, n.1, p.157-164, 2003.

OLIVEIRA, A. B. & NASCIMENTO, C. W. A. Formas de manganês e ferro em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p.99- 110, 2006. Organização das Nações Unidas-ONU. **World population prospects: the 2006 revision New York**: United Nations, 2007, 96p.

PAULA, M. Inimigo invisível: metais pesados e a saúde humana. **Periódico Tchê Química**, v. 3, p. 37-44, 2006.

PARAT, C.; CHAUSSOD, R.; LEVEQUE, J.; DOUSSET, S.; ANDREUX, F. The relationship between copper accumulated in vineyard calcareous soils and soil organic matter and iron. **European Journal of Soil Science**, Harpenden, v.53, n.4, p.663-669, 2002.

PAYE, H. S.; MELO, J. W. V.; ABRAHÃO, W. A. P.; FERNANDES FILHO, E. I.; DIAS, L. C. P.; CASTRO, M. L. O.; MELO, S. B.; FRANÇA, M. M. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p.2041- 2051, 2010.

PERIS, M.; RECATALÁ, L.; MICÓ, C.; SÁNCHEZ, R.; SÁNCHEZ, J. Increasing the Knowledge of Heavy Metal Contents and Sources in Agricultural Soils of the European Mediterranean Region. **Water Air & Soil Pollution**, v. 192, p.25–37, 2008.

PHILLIPS, I. R. Copper, lead, cadmium, and zinc sorption by waterlogged and air-dry soil. **Journal of Soil Contamination**, v.8, n.3, p.343-364, 1999.

PRADO, R. M. A calagem e as propriedades físicas de solos tropicais: Revisão de Literatura. **Revista Biociência**, Taubaté, v.9, n.3, p.7-16, 2003.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X. Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Paty do Alferes, v. 35, p.1289-1303, 2000.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; SILVA, F. C. Acumulação de metais pesados pelo uso de insumos agrícolas na microbacia de Caetés, Paty do Alferes-RJ. **EMBRAPA-CNPS**. Rio de Janeiro, 1998, 22p. (Boletim de Pesquisa).

REIS, T. H. P.; GUIMARÃES, P. T. G.; FIGUEIREDO, F. C.; POZZA, A. A. A.; NOGUEIRA, F. D.; RODRIGUES, C. R. O silício na nutrição e defesa de plantas. Belo Horizonte: **EPAMIG**. 2007, 12p. (Boletim Técnico).

RIBEIRO, M. R. **Caracterização e classificação dos solos de referência do estado De Pernambuco**; Universidade Federal Rural de Pernambuco. Impresso: Recife, Pernambuco, Brasil. 1999.

RIBEIRO, K. A. F.; DANIELSKI, L. F.; ZOCHE, J. J. Metais pesados em hortaliças cultivadas sobre depósito controlado de rejeitos de carvão. **IF-SC**, Criciúma, n. 1, 2008. CD-ROM.

RIBEIRO, E. P. **Eficácia no processo de devolução de embalagens de agrotóxicos vazias na comunidade de Natuba: área produtora de hortaliças de Vitória de Santo Antão – Pernambuco.** Dissertação (Mestrado em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável) Universidade de Pernambuco, Recife, 2011, 161p.

RODRIGUEZ-RUBIO, P.; MORILLO, E.; MADRID, L.; UNDABEYTIA, T.; MAQUEDA, C. Retention of copper by calcareous soil and its textural fractions influence of amendment with two agroindustrial residues. **European Journal of Soil Science**, Harpenden, v. 54, p. 401-409, 2003.

ROMIEU, I.; LACASANA, M.; McCONNELL, R. Lead Exposure in Latin America and the Caribbean. **Environmental Health Perspectives**, v.105, n.4, p. 398-405, 1997.

ROSS, S.M. **Toxic metals in soil-plant systems.** New York, John Wiley e Sons, 1994, 496p.

SAEG. **Sistema para Análises Estatísticas**, Versão 9.0: Fundação Arthur Bernardes, UFV, Viçosa, 2007.

SAMPAIO, R. A.; GUIVARA, L.; FERNANDES, L. A.; COSTA, C. A.; GUILHERME, D. O. Produção e concentração de metais pesados em plantas de beterraba adubadas com composto de lixo urbano. **Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 5, p. 83-88, dez. 2008.

SANTOS, E. I. A. **Avaliação do grau de contaminação da alface por metais pesados no município de Gurupi - TO.** Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal), Universidade Federal do Tocantins, Tocantins, 2009, 76p.

SANTOS, G. C. G. **Comportamento de B, Zn, Cu, Mn e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico.** Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005, 153p.

SANTOS, J. S.; LIMA, V. L. A.; BORGES JÚNIOR, J. C. F.; SILVA, L. V. B. D.; AZEVEDO, C. A. V. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.1226-1233, 2010.

SCHENKEL, A. **A olericultura como uma opção para o pequeno estabelecimento rural: a possibilidade de produção para o mercado não-metropolitano**, Passo Fundo: UPF/FEA, 1994, 85p.

SHMIDT, R. O. **Elementos-traço em adubos orgânicos, solos e plantas em áreas de produção de olerícola**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Rio Grande Do Sul, Porto Alegre, 2013, 89p.

SILVA, A. C.; TORRADO, P. V.; ABREU JUNIOR, J. S. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. **Revista Universitária Alfenas**. Alfenas, v.5, p.21-26,1999.

SILVA, F. R. A. Avaliação de Processos de Adsorção de Metais Pesados: Um Estudo Experimental com Propostas de Utilização de Subprodutos. Niterói: **MSG-UFF**. 2005, 17p.

SILVA, J. P. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; CUNHA, K. P.V. Heavy metals in soils and plants in mango orchards in Petrolina, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Recife, v. 36, p. 1343-1353, 2012.

SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; CAMARGO, O. A.; CASAGRANDE, J. C. Copper adsorption in oxidic soil safter removal of organic matter and iron oxides. **Communications of Soil Science and Plant Analysis**, Columbia, v.33, n.19/20, p.3581-3592, 2002.

SIMÃO, J. B. P.; SIQUEIRA, J. O. Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 18-26, 2001.

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

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. 2ed. USA: Oxford University Press, 2008. 344p.

SUN, B.; ZHAO, F. J.; LOMBI, E. & McGRATH, S. P. Leaching of heavy metals from contaminated soils using EDTA. **Environmental Pollution**, v.113, p.111-120, 2001.

SUSZEK, M.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, F. L.; MALLMANN, L. S.; SILVESTRO, M. G. Aspectos físicos e químicos de vermicompostos produzidos a partir de esterco bovino e compostos de resíduos verdes urbanos. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa, v.15, n.1, p.39-44, 2007.

TRIVEDI, P.; AXE, L. A. Comparison of Strontium Sorption to Hydrous Aluminum, Iron, and Manganese Oxides. **Journal of Colloid and Interface Science**, v.218, p. 554–563, 1999.

TURKDOGAN, M. K.; KILICEL, F.; KARA, K.; TUNCER, I.; UYGAN, I. Heavy metals in soil, vegetables and fruits in the endemic upper gastrointestinal cancer region of Turkey. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.13, p. 175-179, 2002.

UREN, N.C. Forms, reactions and availability of nickel in soils. **Advances in Agronomy**, New York, v. 48, p. 141-203, 1992.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Method 3051a – Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**. 1998. Revision1Fev 2007. 30p. Disponível em <http://www.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf> acessado em 16 Jun 2013.

VIEIRA, L. P. **Acumulação de Nutrientes e Metais Pesados em Solo, Água e Hortaliças em Áreas Cultivadas com Olerícolas no Agreste de Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2011, 109p.

YIN, Y.; IMPELLITTERI, C. A.; YOU, S. J.; ALLEN, H. E. The importance of organic matter distribution and extract soil: solution ratio on the desorption of heavy metals from soils. **The Science of the Total Environment**, v. 287, n. 1/2, p. 107-119, 2002.

YU, K.; TSAI, L.; CHEN, S.; HO, S. Correlation analyses on binding behavior of heavy metals with sediment matrices. **Water Research**, v. 35, n. 10, p. 2417–2428, 2001.
YU, T. R. **Chemistry of variable charge soils**. New York: Oxford University Press, 1997, 505p.

WANG, E. X.; BORMANN, F. H.; BENOIT, G. Evidence of Complete Retention of Atmospheric Lead in the Soils of Northern Hardwood Forested Ecosystems. **Environmental Science Technology**, v. 29, n. 3, p. 735–739, 1995.