



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
PPGQ - PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM

**ANÁLISE DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS (MPT)
DERIVADOS DE PRODUTOS AGROQUÍMICOS EM
COMUNIDADE AGRÍCOLA DE MANAUS**

KATIUSCIA DOS SANTOS DE SOUZA

**MANAUS
2013**



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
PPGQ - PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

**ANÁLISE DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS (MPT)
DERIVADOS DE PRODUTOS AGROQUÍMICOS EM
COMUNIDADE AGRÍCOLA DE MANAUS**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal do Amazonas, como requisito para a obtenção do Título de Doutor em Química.

KATIUSCIA DOS SANTOS DE SOUZA

ORIENTADOR: Prof. Dr. Genilson Pereira Santana

**MANAUS
2013**

Ficha Catalográfica
(Catalogação realizada pela Biblioteca Central da UFAM)

Souza, Katiúscia dos Santos de

S729a Análise de metais potencialmente tóxicos (MPT) derivados de produtos agroquímicos em comunidade agrícola de Manaus / Katiúscia dos Santos de Souza. - Manaus: UFAM, 2013.
114 f.; il. color.

Tese (Doutorado em Química) — Universidade Federal do Amazonas, 2013.

Orientador: Prof. Dr. Genilson Pereira Santana

1. Solo – Análise 2. Produtos agroquímicos 3. Horticultura I. Santana, Genilson Pereira (Orient.) II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

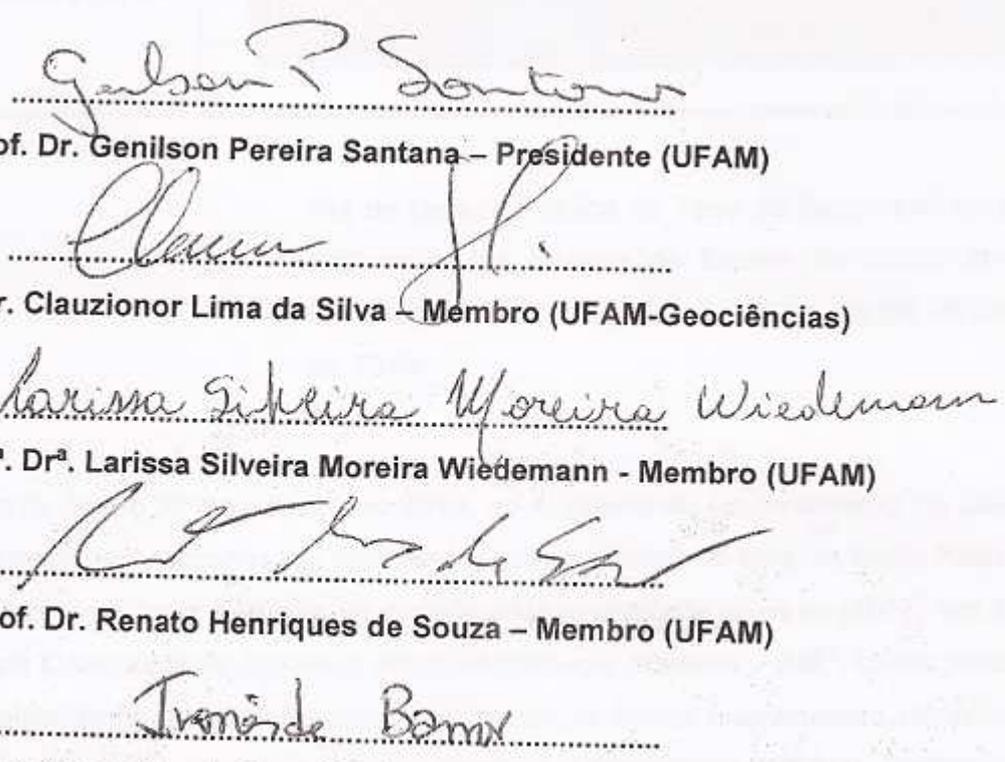
CDU 633/635:550.41(811.3)(043.2)

KATIUSCIA DOS SANTOS DE SOUZA

**ANÁLISE DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS (MPT)
DERIVADOS DE PRODUTOS AGROQUÍMICOS EM COMUNIDADE
AGRÍCOLA DE MANAUS**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal do Amazonas, como requisito para a obtenção do Título de Doutor em Química.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Genilson Pereira Santana – Presidente (UFAM)

Prof. Dr. Clauzior Lima da Silva – Membro (UFAM-Geociências)

Prof^a. Dr^a. Larissa Silveira Moreira Wiedemann - Membro (UFAM)

Prof. Dr. Renato Henriques de Souza – Membro (UFAM)

Prof^a. Dr^a Ivoneide de Carvalho Lopes Barros– Membro (UFAM)

Manaus, 29 de Janeiro de 2013.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais Raimunda Souza e Joaquim Souza, pelo exemplo e força. Ao meu marido Nascimento Maciel pelo companheirismo e amor nos momentos difíceis dessa jornada e ao meu irmão João Victor Souza pelo incentivo e apoio, dedico-lhes essa conquista com gratidão, na certeza de que essa vitória é de toda a família.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por não me desamparar nos momentos difíceis deste doutoramento e me fortalecer na fé e na esperança de alcançar o objetivo final.

Ao meu marido, Nascimento Maciel por todo apoio e incentivo nesse período, além da imensa compreensão.

Aos meus pais, Joaquim Lima e Raimunda Souza e irmão, João Victor pelo incentivo, amor e amizade, pois sem eles, eu não seria o que sou hoje.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Genilson Pereira Santana, que significou muito para mim durante o doutoramento, me estendendo a mão no momento mais difícil dessa jornada, me ensinando que você pode perder uma batalha, mais não significa que perdeu a guerra.

Ao meu amigo e companheiro de trabalho Mauro Pio, um irmão que Deus colocou no meu caminho, sempre me apoiando e incentivando.

A minha aluna e braço direito Duliane Gomes, a quem dou muitos créditos nessa conquista, pois sua ajuda foi imprescindível e fundamental nesse período.

Aos meus amigos e companheiros de trabalho Andréa Medeiros, Paulo Renan, Erasmo Pessoa, Wamber Broni, Juliana de Andrade, Christian Anderson, Socorro e a turma do CPCRH/INPA, Ilsa, Lillian Greyce, Luana Santana e Carmem meu muito obrigado por todo o companheirismo e amizade.

Aos amigos da Comunidade Católica Santa Ana (Deuzarina, Karla, Célia e Altese, que me apoiaram e oraram pela minha vitória.

Aos amigos da UNINORTE, Waldireny, Campelo, Alexandra, Yashico, Hilton, Paolo, Paula, Washington, João e Pedro, eternos parceiros, sempre enviando pensamentos positivos e torcendo pelo meu sucesso.

A FAPPEAM pelos três anos de bolsa de formação e todos os meus professores de graduação e pós-graduação e colegas de trabalho, em especial o Prof. Dr. Felício pelo carinho e amizade.

*“..... nada poderá me abalar, nada poderá me derrotar, pois
minha força e vitória tem um nome e é Jesus. nada poderá me
abalar, nada poderá me derrotar, pois minha força e vitória
tem um nome e é Jesus.”*

Eliana Ribeiro – Força e Vitória.

“Vencer, talvez. Lutar, sempre e Desistir, jamais.”

Autor desconhecido

*“Eu segurei muitas coisas em minhas mãos, e eu perdi tudo;
mas tudo que eu coloquei nas mãos de Deus eu ainda possuo.”*

Martin Luther King

RESUMO

Os níveis dos metais potencialmente tóxicos (MPT) Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn, na água de irrigação, solo e hortaliças (*Lactuca sativa* - alface, *Allium schoenoprasum* - cebolinha e *Coriandrum sativum* - coentro) da CANE (Manaus – AM), bem como, os índices de contaminação bacteriológica (coliformes totais e fecais) da água e as propriedades físico-químicas da água e solo foram avaliados, nos períodos seco e chuvoso, no intervalo de um ano, com o objetivo de verificar a contaminação do ambiente, oriunda de sucessivas aplicações de agroquímicos e resíduos urbanos. Os MPT foram determinados por Espectrometria de Absorção Atômica de Chama, as propriedades físico-químicas e bacteriológicas da água determinadas segundo metodologia da American Public Health Association (APHA) e o solo de acordo com metodologia da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Os resultados mostram que os valores de MPT estão acima da legislação do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 357/2005 na água, CONAMA 420/2009 no solo e Food and Agriculture Organization of the United Nation (FAO) 2012 nas hortaliças. Os coliformes totais e fecais encontrados nas amostras de água de poço, cacimba e igarapé, revelam que as águas estão contaminadas com níveis acima dos limites estabelecidos pelo Ministério da Saúde (MS). A contaminação por MPT tem contribuído para modificar as propriedades físico-químicas da água e do solo. Os testes estatísticos mostram que há influência do período sazonal sobre as concentrações médias dos MPT durante todo o período estudado na água, não havendo influência no solo. A avaliação de risco a saúde (ARS) > 1 para Cd, indica possíveis prejuízos à saúde dos consumidores de alface, cebolinha e coentro, em um período de 20 anos.

Palavras-Chave: Metais, Contaminação e Saúde.

ABSTRACT

Levels of potentially toxic metals (PTM) Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn, in irrigation water, soil and vegetables (*Lactuca sativa* - lettuce, *Allium schoenoprasum* – chives e *Coriandrum sativum* – coriander) of the Nova Esperança Agricultural Community (Manaus – AM), as well as, bacteriological contamination rates (total and fecal coliforms) in water and physicochemical properties of soil and water were evaluated during the dry and rainy periods, within one year, with the objective of verifying the environmental contamination, promoted by the intense use of agrochemicals and urban waste. The PTM were analyzed by Flame Atomic Absorption Spectrometry, bacteriological contamination and physicochemical properties, in water by APHA methodology and soil by EMBRAPA methodology. The results showed levels of the PTM overpassing legislations limits, in water, CONAMA 357/2005, in soil, CONAMA 420/2009 and FAO/2012 in the vegetables. High levels of total and fecal coliforms, in water samples collected from the three bodies of water: the artesian well, cacimbas and stream in the area of study showed contamination above the limits established by MS. The PTM contamination has contributed to modify physicochemical properties in water and soil. Statistical tests showed influence of the seasonal period in the average concentrations of PTM in water, but without influence in soil. The calculation of ARS >1 for Cd, revealed poisoning in the consumption of these vegetables, within 20 years period.

Keywords: Metals, Contamination and Health.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

1. INTRODUÇÃO	17.
2. REVISÃO DE LITERATURA	20.
2.1 MPT – Definições e Características no meio ambiente	21.
2.2 MPT nos agroquímicos e resíduos sólidos urbanos	25.
2.2.1 Fertilizantes Inorgânicos	25.
2.2.2 Agrotóxicos	29.
2.2.3 Resíduos Sólidos Urbanos	30.
2.3 A transferência dos MPT do ecossistema agrícola para a cadeia alimentar	32.
2.4 Efeitos dos MPT inseridos na cadeia alimentar	38.
2.5 Legislação Brasileira para controle de MPT em solo, água e hortaliças	40.
3. MATERIAL E MÉTODOS	42.
3.1 Descrição da área de estudo	43.
3.2 Definição do número de pontos de amostragem	50.
3.3 Metodologia (fluxograma de coleta e análises)	51.
3.3.1 Coletas das amostras	53.
3.4 Análise química dos MPT	55.
3.4.1 Preparação das amostras	55.

3.4.2 Leitura dos MPT	57.
3.5 Análises físico-químicas de água e solo.....	58.
3.6 Análise bacteriológica de água	59.
3.7 Análise estatística dos dados.....	59.
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	61.
4.1 Análise dos MPT na água de irrigação	62.
4.2 Análise bacteriológica da água de irrigação.....	68.
4.3 Análise físico-química da água de irrigação	71.
4.4 Análises físico-químicas e de MPT do solo.....	76.
4.5 Análise de MPT nas Hortaliças	87.
5. CONCLUSÕES.....	96.
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Principais componentes do sistema solo-planta participante da dinâmica de MPT presentes no solo (ALLOWAY, 1995 <i>apud</i> PIRES, 2003)	23.
Figura 2: Distribuição dos países que apresentam trabalhos relatando os agroquímicos como fontes de MPT, com destaque em amarelo para Brasil, China, Índia e Espanha	24.
Figura 3: Caminho dos MPT do ecossistema agrícola até a cadeia alimentar	32.
Figura 4: Mapa das unidades produtivas da CANE	43.
Figura 5: Ramais (a) e (b), depósitos de lixo (c) e igarapés (d) da CANE	44.
Figura 6: Espécies olerícolas cultivadas nas unidades produtivas da CANE, Manaus, Amazonas; n=80 unidades produtivas (PROEXTI/UFAM, 2006).....	45.
Figura 7: Cultura de cebolinha (céu aberto) e alface e coentro (casa de vegetação) CANE	46.
Figura 8: Estrutura de pós-colheita (lavagem e preparo para venda de hortaliças).....	48.
Figura 9: Mapa de localização dos cursos d'água na CANE	49.
Figura 10: Fontes de água para irrigação de hortaliças da CANE.....	49.
Figura 11: Solo utilizado no cultivo de hortaliças na CANE	50.
Figura 12: Fluxograma metodológico das amostras de água	51.
Figura 13: Fluxograma metodológico das amostras de solo	52.
Figura 14: Fluxograma metodológico das amostras de hortaliças	52.

Figura 15: Pontos de amostragem de água em poço artesiano (P), cacimba (C) e igarapé (I) na CANE	53.
Figura 16: Pontos de amostragem de solo e hortaliças na CANE, situado ao longo da planície do curso d'água	54.
Figura 17: Histograma comparativo das concentrações de MPT presente nas águas da CANE	65.
Figura 18: <i>Boxplot</i> relativo à concentração geral dos MPT em todo o período amostrado na água de irrigação (poço, cacimba e igarapé)	66.
Figura 19: Coliformes fecais e totais em igarapé, poço e cacimba das águas de irrigação da CANE	69.
Figura 20: Mapa das correlações de <i>Pearson</i> para MPT e propriedades físico-químicas na água de irrigação	72.
Figura 21: Percentual da fração disponível para absorção das plantas em relação ao total de MPT no solo	78.
Figura 22: <i>Boxplot</i> relativo à concentração de MPT total e disponível em todo o período amostrado no solo	81.
Figura 23: PC-loading para MPT e propriedades físico-químicas do solo da CANE.....	85.
Figura 24: Comparativo entre a concentração de MPT (aérea + raiz) no controle e nas amostras.....	88.
Figura 25: : Perfil comparativo entre os níveis de MPT das amostras coletadas de alface, cebolinha e coentro e suas respectivas amostras controle	92.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Concentração de MPT (mg kg^{-1}) em alguns fertilizantes	26.
Tabela 2 - Concentração de MPT (mg kg^{-1}) em alguns agrotóxicos	29.
Tabela 3 - Concentração de MPT (mg kg^{-1}) em compostos de lixo e fertilizantes orgânicos (estrumes) que são utilizados na agricultura.....	31.
Tabela 4 - Estudos relacionados aos níveis de MPT em frutas, hortaliças e vegetais	35.
Tabela 5 - Principais agrotóxicos utilizados na CANE	47.
Tabela 6 - Coordenadas geográficas da CANE.....	51.
Tabela 7 - Condição de leitura de cada MPT na espectrometria de absorção atômica de chama	57.
Tabela 8 – Concentração média de MPT (mg L^{-1}) encontrada nas águas da CANE	62.
Tabela 9 - Concentração de MPT (mg L^{-1}) em águas utilizadas na irrigação de hortaliças	67.
Tabela 10 - Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos na água de irrigação da CANE	71.
Tabela 11 - Matriz de coeficiente de correlação de <i>Pearson</i> para análise de variáveis das águas nos períodos seco e chuvoso	73.
Tabela 12 - Classificação textural do solo da CANE	76.
Tabela 13 - Teor de MPT na fração disponível e total em mg kg^{-1} , nas amostras de solo da CANE, coletadas no período seco e chuvoso.....	77.

Tabela 14 - Valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas no Brasil em mg kg^{-1} (peso seco).....	79.
Tabela 15 - Estudos relacionados ao teor de MPT total (mg kg^{-1}) em solos agrícolas.....	80.
Tabela 16 - Matriz de coeficiente de correlação de <i>Pearson</i> para MPT no solo da CANE no período seco e chuvoso.....	83.
Tabela 17 - Parâmetros físico-químicos do solo da CANE	84.
Tabela 18 – Dados da variância total para PCA no solo	85.
Tabela 19 - Matriz componente por variável (solo)	86.
Tabela 20 - Concentração de MPT nas amostras de hortaliças coletadas na CANE em (mg kg^{-1})	87.
Tabela 21 – Fator de enriquecimento (%) dos MPT na amostras em relação ao controle	89.
Tabela 22 - Fator de transferência calculado para as hortaliças alface, cebolinha e coentro com a fração total (FT) e disponível (FT 2).....	91.
Tabela 23 - Índice de ingestão média diária (IMD) e Avaliação de risco à saúde (ARS) para MPT nas hortaliças da CANE, Manaus-AM.....	95.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

< LD – Abaixo do limite de detecção

ANA - Agência Nacional de Águas

ANVISA - Agência de Vigilância Sanitária

APHA - American Public Health Association

ARS - Avaliação de Risco à Saúde

ARSAM - Agência Reguladora dos Serviços Públicos do Estado do Amazonas

ASTDR - Agência de Substâncias Tóxicas e Registros de Doenças

BCR - Community Bureau of Reference

CANE – Comunidade Agrícola Nova Esperança

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPCRH - Coordenação de Pesquisa em Clima e Recursos Hídricos

CTC (T) – Capacidade de troca catiônica a pH 7,0

CTC (t) – Capacidade de troca catiônica efetiva

CV – Coeficiente de variação

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EPA - Environmental Protection Agency

FAO – Food and Agriculture Organization

GPS – Global Positioning System

INPA - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

IUPAC - International Union of Pure and Applied Chemistry

LMT - limite máximo de tolerância

m – Índice de saturação por alumínio

MO – Matéria Orgânica

MPT – Metais Potencialmente Tóxicos

MS - Ministério da Saúde

NIST - National Institute of Standards and Technology

OMS ou WHO - Organização Mundial da Saúde ou World Health Organization

PC – Componente Principal

PCA – Análise de Componentes Principais

pH – Potencial hidrogeniônico

SB – Soma de bases trocáveis

STS – Sólidos Totais em Suspensão

V – Índice de saturação por base

1. Introdução

No Brasil, os problemas decorrentes do crescimento desordenado, promovem o desenvolvimento de áreas agrícolas, dentro de centros urbanos, como forma de garantir o sustento das famílias que migram do interior para a capital.

A criação da Zona Franca de Manaus, foi responsável pelo crescimento desordenado da cidade de Manaus na década de 70, atraindo pessoas do interior do Estado e de todo Brasil. Entretanto, a infraestrutura e o saneamento básico da cidade não acompanharam sua explosão demográfica, surgindo diversas invasões em detrimento da floresta, como a Comunidade Agrícola Nova Esperança, cujo sustento está baseado na produção de hortaliças.

No entanto, a produção de hortaliças na região Amazônica enfrenta vários problemas, dentre eles, a condição climática quente e úmida que favorece o ataque de pragas (insetos, fungos e outros) e a competição com vegetação nativa, forçam os agricultores usarem agrotóxicos (WAICHMAN, 2008). Adicionalmente, a pobreza do solo exige a utilização de fertilizantes inorgânicos e orgânicos para corrigir a deficiência de nutrientes para as plantas cultivadas.

Esses agroquímicos (agrotóxicos e fertilizantes inorgânicos) e resíduos urbanos (fertilizantes orgânicos, em geral esterco de animais) auxiliam no aumento da produção agrícola, mais em contrapartida esbarram na problemática da inserção de contaminantes orgânicos e inorgânicos, especialmente os MPT, presentes em sua composição.

Em geral, o uso desses agroquímicos na agricultura brasileira, tem ocorrido de forma descontrolada, sem obedecer às recomendações de uso e as aplicações sucessivas, conduzem ao aumento de substâncias perigosas como os MPT no ambiente e conseqüentemente no homem (CHEN et al., 2006; GONÇALVES et al., 2008).

Por não serem biodegradáveis e acumulativos nos seres vivos, os MPT vem sendo objetivo de diversos estudos, em regiões agrícolas há bastante tempo, principalmente pela possibilidade de transferência para a cadeia alimentar via bioacumulação desses MPT pelas plantas comestíveis (AHMAD e GONI, 2010, TIWARI et al., 2011; ZHUANG et al., 2009; YANG et al., 2011).

Existem no mundo, diversas regiões que já apresentam níveis de contaminação altos, comprometendo consideravelmente o ambiente agrícola. Por outro lado, cresceu muito a preocupação com a problemática da poluição em áreas agrícolas, e cada vez mais, trabalhos que avaliem os impactos ambientais causados pela utilização de agroquímicos aumentam na literatura (LOPES et al., 2011).

Portanto, a escolha da Comunidade Agrícola Nova Esperança, zona leste de Manaus, para o desenvolvimento deste trabalho foi baseada em três critérios: falta de saneamento básico e intensa utilização de fertilizantes e agrotóxicos, com base em relatos dos próprios agricultores. E a localização estratégica da comunidade entre as duas zonas mais populosas da cidade de Manaus, com ampla comercialização dos produtos nas feiras da cidade, motivaram a avaliação dos níveis de MPT na água, solo e hortaliças produzidas na comunidade, em diferentes períodos climáticos, bem como análises físico-químicas da água e solo a fim de estabelecer correlações entre os MPT e as propriedades físico-químicas. A qualidade bacteriológica da água também foi verificada devido à estreita relação entre o uso de fertilizantes orgânicos e a contaminação bacteriológica do ambiente, mas, sobretudo pela água também ser usada para consumo na comunidade.

2. Revisão de Literatura

2.1 MPT – Definições e Características no meio ambiente

O termo metal pesado foi introduzido por Niels Bjerrum em 1936, para classificar aqueles metais que tinham densidade $7,0 \text{ g cm}^{-3}$ (BJERRUM, 1936) e atribuído posteriormente para metais com peso específico maior que 5 g cm^{-1} (HAWKES, 1997) ou com número atômico maior que 20. Entretanto, o termo metal pesado é inadequado devido à expressão englobar metais, semimetais e mesmo não metais, o que demanda a necessidade de adequação do termo (JUNIOR et al., 2000; LENZI et al., 2009).

Além disso, ao tratar de metais, deve ser considerado que a maioria ocorre naturalmente e exerce funções fisiológicas importantes na biota na condição de micronutrientes essenciais e somente em altos níveis de concentração tornam-se tóxicos, levando alguns autores a sugerir por causa desse comportamento, o termo metal tóxico (AHMAD e GONI, 2010; TIWARI et al., 2011; LENZI et al., 2009).

A verdade é que quando inseridos na cadeia alimentar, em elevadas concentrações, os metais são responsáveis por diversas doenças (GUALA et al., 2010). Entre elas, mal de *Parkinson*, tumores renais, aumento da pressão sanguínea, doenças cardiovasculares, problemas pulmonares, câncer, entre outras, tornando-os potencialmente tóxicos (GUALA et al., 2010; HARMANESCU et al., 2011; JARUP, 2003).

Assim, o termo metal potencialmente tóxico (MPT) ou metal ecotóxico surge a partir do termo “metal pesado”, apesar da IUPAC não reconhecer o termo e nem recomendar o seu uso (DUFUS, 2002).

Como o limite entre os valores aceitos para a saúde humana e a toxicidade entre muitos MPT é bastante sutil, qualquer fator ambiental que altere as concentrações destes, tem grande importância e deve ser averiguada.

O comportamento dos MPT no ambiente pode ser inferido de acordo com a sua disponibilidade, ou seja, quanto de metal pode ser transportado do compartimento abiótico para o biótico. A disponibilidade e a mobilidade dos MPT nesses compartimentos do ambiente (água, solo e planta) dependem de sua especiação, ou seja, a forma ou espécie química que o mesmo pode assumir (DAI et al., 2004).

Nas águas os MPT (Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn) estão geralmente associados a valores ácidos de potencial hidrogeniônico (pH), sólidos dissolvíveis ou altas concentrações de quelantes orgânicos ou ligantes inorgânicos (OZMEN et al., 2004). Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), metais como Cd, podem ocorrer como íons hidratados ou complexados; o Pb origina-se geralmente da lixiviação do solo contaminado; o Cu terá disponibilidade influenciada pela adsorção a óxidos metálicos, argila, material particulado em suspensão e trocas sedimento-água; a forma iônica ou complexada, como íon di(ambiente livre de oxigênio ou em pH abaixo de 3) ou trivalente (hidróxidos insolúveis), em estado coloidal ou disperso em valores baixos de pH ocorrerão com mais frequência para o Fe; o Zn permanece como íon livre, distribuindo-se nos sedimentos por adsorção sobre Fe e óxidos de manganês, argila mineral e materiais orgânicos.

No solo, são necessárias específicas combinações químicas, biológicas e ambientais para o estudo de disponibilidade dos MPT, conforme Figura 1 (GUALA et al., 2010, MADEJÓN et al., 2011; PIRES, 2003). Químicas, devido os metais antropogênicos formarem diferentes espécies cujas formas iônicas e reações são indicativos da mobilidade e toxicidade, dentre elas, espécies solúveis, que são facilmente absorvidas pelas plantas ou lixiviadas no solo, e cuja solubilização é afetada por reações de adsorção, precipitação, complexação e oxirredução (CAMARGO et al., 2000); trocáveis, adsorvidas a matéria orgânica (MO) ou em argilas por forças eletrostáticas em sítios negativos e queladas, ligadas a MO e resistentes à degradação biológica (BIONDI, 2010; MALLMANN e SCHENATO, 2008). Biológicas

apoplástica (extracelular) e/ou simplástica (intracelular), e a circulação dos MPT se dá pelo xilema, e a recirculação através do floema (WHITE e BROWN, 2010). Fatores como disposição do clima; temperatura; atmosfera; natureza; solo: tipo de solo, capacidade de sorção do solo, quantidade de MPT, capacidade de troca catiônica, pH e teor de MO; química da água e grau de maturidade da planta no momento da colheita, influenciam diretamente na concentração de MPT nas plantas. (MUCHUWETI et al., 2006; NAGAJYOTI et al., 2010).

Já no organismo uma das principais vias de acesso é a incorporação de MPT no processo produtivo de alimentos (AHMAD e GONI, 2010; ZHUANG et al., 2009; AMIN et al., 2013), via utilização de fertilizantes, resíduos urbanos (compostados ou *in natura*) e agrotóxicos, responsáveis pelo aumento da concentração de MPT em praticamente todas as partes do planeta. A Figura 2 mostra um levantamento realizado na literatura, em que a contaminação por MPT no meio agrícola é atribuída ao uso de agrotóxicos, fertilizantes inorgânicos e orgânicos, em mais de 40 países distribuídos pelo mundo, destacando-se Brasil, China, Índia e Espanha, pelo número de trabalhos publicados.

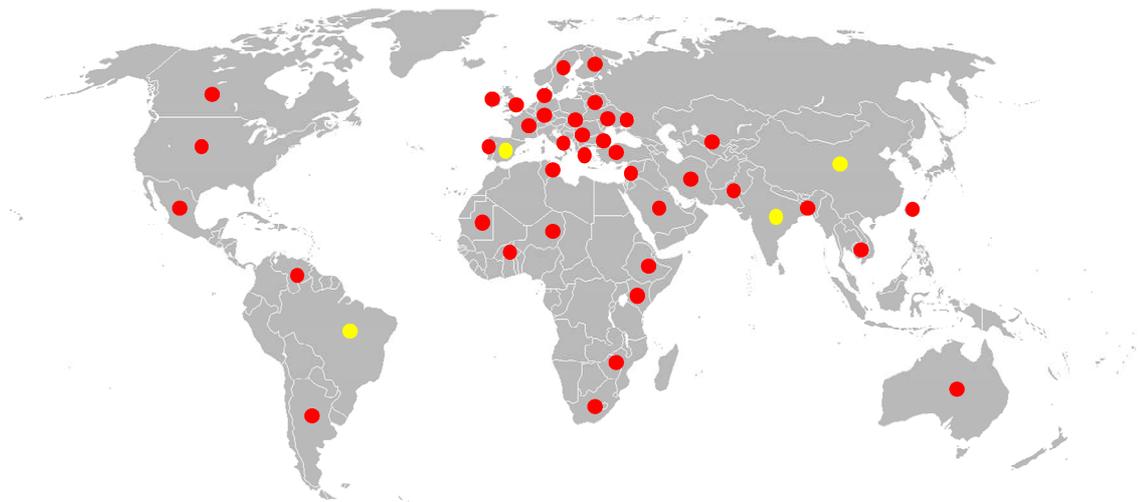


Figura 2: Distribuição dos países que apresentam trabalhos relatando os agroquímicos como fontes de MPT, com destaque em amarelo para Brasil, China, Índia e Espanha.

2.2 MPT nos agroquímicos e resíduos sólidos urbanos

2.2.1 Fertilizantes Inorgânicos

É usual na agricultura a aplicação de fertilizantes com intuito de corrigir deficiências nutricionais apresentadas por diversos tipos de solos. Dentre os fertilizantes mais usados estão os: i) Nitrogenados geralmente produzidos a partir do nitrogênio gasoso, cuja síntese contribui para a emissão de gases estufa e processos de eutrofização em águas (WHITE e BROWN, 2010); ii) Potássicos extraídos de minérios marinhos (WHITE e BROWN, 2010); e iii) Fosfatados amplamente utilizados *in natura* como fonte de P, cujo problema é a matéria-prima, pois as rochas fosfáticas contêm naturalmente vários MPT não retirados no processo de produção desses fertilizantes (JAVIED et al., 2009).

Assim, dentre os fertilizantes químicos usados, os nitrogenados e potássicos possuem concentrações de MPT muito menores que os fosfatados (FREITAS et al., 2009). Contudo, as concentrações dos MPT, muitos deles essenciais às plantas, aumentam quando aplicados sucessivamente, via fertilização (JIAO et al., 2012).

As concentrações de MPT encontradas em fertilizantes de diversos estudos são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1 - Concentração de MPT (mg kg⁻¹) em alguns fertilizantes

Metais	Fertilizantes	Concentração
Cd	Stimussed Plus ⁴	4,00
	BR-12 Especial ⁴	164,00
	FTE – Cerrado ⁴	323,00
	Zincogran ⁴	99,00
	Micronutri 121 ⁴	10,80
	Sulfato de cobre ¹	0,21
	Sulfato de Ferro ¹	0,03
	Superfosfato Triplo ^{3,8}	1,70-43,04
	Termofosfato Magnesiano ³	37,20
	Carolina do Norte ³	46,60
	Fosfato Arad ³	17,50
	Fosfato de Araxá ⁸	8,00
	Fosfato de Gafsa ⁸	35,00
	Superfosfato Simples ^{1,7,8,9,14}	3,50-15,00
	Termofosfato Yoorin ⁸	10,00
	KCl ^{5,14}	0,40-1,00
	(NH ₄) ₂ SO ₄ ⁵	0,80
NPK ¹¹	5,51-5,53	
Superfosfato Simples ^{1,7}	2,20-82,70	
Co	Sulfato de cobre ¹	0,06
	Sulfato de Ferro ¹	1,35
	Urea ¹	0,05
	Superfosfato Simples ^{1,14}	4,50-11,00
	KCl ^{5,14}	0,60-20,00
	(NH ₄) ₂ SO ₄ ⁵	0,60
	NPK ⁶	13,00
Cu	FTE BR-12 ²	8,00X10 ³
	Agrimax 12 ²	8,00X10 ³
	Nitrex MS 2 ²	10,00X10 ³
	Milb 3 ²	20,00X10 ³
	Sulfato de cobre ¹	2,55x10 ³
	Sulfato de Ferro ¹	0,30
	Superfosfato Triplo ^{3,12}	8,90-29,50
	Termofosfato Magnesiano ³	51,40
	Carolina do Norte ³	6,60
	Fosfato Arad ³	19,20
	KCl ^{5,14}	3,40-4,00
	(NH ₄) ₂ SO ₄ ⁵	1,40-4,00
	NPK ⁶	39,00
Superfosfato Simples ^{1,9,12,14}	12,50-360,08	
Urea ^{1,10,14}	0,40-25,00	

Ni	Sulfato de cobre ¹	0,60
	Sulfato de Ferro ¹	0,50
	Superfosfato Triplo ^{3, 12,13}	29,20-785,30
	Termofosfato Magnesiano ³	589,00
	Carolina do Norte ³	33,50
	Fosfato Arad ³	58,50
	(NH ₄) ₂ SO ₄ ⁵	4,00
	KCl ^{5,14}	3,90-5,00
	Superfosfato Simples ^{7, 9, 12,14}	27,66-190,00
Mn	FTE BR-12 ²	20,00X10 ³
	Agrimax 12 ²	20,00X10 ³
	Nitrex MS 2 ²	80,00X10 ³
	Milb 3 ²	1,00X10 ⁵
	Superfosfato Triplo ^{3, 12}	20,55-163,60
	Termofosfato Magnesiano ³	2613,50
	Carolina do Norte ³	17,40
	KCl ^{5,14}	18,00-25,50
	(NH ₄) ₂ SO ₄ ⁵	0,40
	NPK ⁶	300,00
Superfosfato Simples ^{12,14}	104,00-251	
Sulfato de Ferro ¹	220,00	
Pb	Stimussed Plus ⁴	1623,00
	BR-12 Especial ⁴	6132,00
	FTE – Cerrado ⁴	1713,00
	Zincogran ⁴	1464,00
	Micronutri 121 ⁴	1960,00
	Sulfato de cobre ¹	11,00
	Sulfato de Ferro ¹	10,00
	Fosfato de Araxá ⁸	49,00
	Fosfato de Gafsa ⁸	234,00
	Superfosfato Simples ^{7, 8,14}	38,00,00-55,30
	Termofosfato Yoorin ⁸	99,00
	KCl ^{5,14}	4,10-19,00
	(NH ₄) ₂ SO ₄ ⁵	10,00
	NPK ¹¹	22,89-23,33
	Superfosfato Triplo ^{8,13}	12,20-21,00
Urea ¹⁰	61,38	

Fe	Superfosfato Triplo ^{3, 12}	717,21-1063,30
	Termofosfato Magnésiano ³	1529,90
	Carolina do Norte ³	1023,80
	Fosfato Arad ³	308,60
	NPK ^{6, 11}	892,02-3900,00
	Superfosfato Simples ^{12, 14}	1711,39-5635,00
	Sulfato de Ferro ¹	2,01X10 ⁵
	FTE BR-12 ²	3,00X10 ³
	Agrimax 12 ²	3,00X10 ³
	Urea ^{10, 14}	47,00-4536,95
	KCl ¹⁴	1147,00
Zn	FTE BR-12 ²	90,00X10 ³
	Agrimax 12 ²	90,00X10 ³
	Nitrex MS 2 ²	1,00X10 ⁵
	Milb 3 ²	1,50X10 ⁵
	Sulfato de cobre ¹	21,40
	Sulfato de Ferro ¹	13,30
	Superfosfato Triplo ^{3, 12}	8,40-43,04
	Termofosfato Magnésiano ³	494,90
	Carolina do Norte ³	404,00
	Fosfato Arad ³	493,10
	KCl ^{5, 14}	8,60-18,00
	(NH ₄) ₂ SO ₄ ⁵	3,70
	NPK ^{6, 11}	230,00-3313,33
	Superfosfato Simples ^{1, 7, 9, 12}	31,26-2290,00
Urea ^{10, 14}	7,00-32,05	

Fonte: ¹GÁRCIA et al., 1996; ²VALE e ALCARDE, 1999; ³CAMARGO et al., 2000; ⁴JUNIOR et al., 2000; ⁵SANTOS et al., 2003; ⁶OTERO et al., 2005; ⁷NZIGUHEBA e SMOLDERS, 2008; ⁸FREITAS et al., 2009; ⁹SAMPAIO et al., 2009; ¹⁰OMWOMA et al., 2010; ¹¹GONÇALVES et al., 2011; ¹²CARVALHO et al., 2012; ¹³CAMELO et al., 1997; ¹⁴CRAVO et al., 1998.

2.2.2 Agrotóxicos

Usados como defensivos agrícolas, os agrotóxicos são substâncias químicas, com baixa degradabilidade e solubilidade em água, volatéis à temperatura ambiente (GÁRCIA et al., 1996; JARDIM et al., 2009).

“A produção ocorre via combustão incompleta, durante a incineração de materiais contendo cloro, em processos como a incineração de lixo urbano e queima de carvão para a produção de cimento” (SILVA et al., 2008).

Assim como ocorre nos fertilizantes, na produção, os contaminantes não são retirados por completo, de modo que é possível encontrar em sua formulação MPT como Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Ni e Zn (GÁRCIA et al., 1996; JARDIM et al., 2009).

As concentrações de alguns MPT encontrados nos agrotóxicos são mostradas na Tabela 2. Com a ressalva que Fe só foi avaliado para Antracol ($0,27 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$), Saturn-G ($10,20 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$) e Ordran ($10,10 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$).

Tabela 2 - Concentração (mg kg^{-1}) de MPT em alguns agrotóxicos

Agrotóxicos	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn
Antracol	1,94	1,85	<LD	0,75	5,00	$2,74 \times 10^5$	15,00
Saturn-G	1,48	1,81	13,00	12,25	10,00	55,00	205,00
Ordran	1,38	0,17	<LD	14,25	7,50	32,50	195,00
Preposan	29,10	14,90	$2,09 \times 10^5$	213,30	365,70	$2,14 \times 10^4$	$8,40 \times 10^3$
Ditane	4,30	33,30	9,70	113,10	13,00	$2,20 \times 10^4$	$3,61 \times 10^4$
Melatol	4,60	0,50	0,00	1,30	14,80	14,30	0,00
Tamaron	3,60	0,60	0,00	0,00	16,10	4,10	0,80
Decis	2,80	0,20	0,00	0,00	4,70	2,00	0,30

Legenda: <LD = Abaixo do limite de detecção

Fonte: GÁRCIA et al. 1996; SANTOS et al., 2003.

2.2.3 Resíduos Sólidos Urbanos

Com a justificativa do uso de matéria orgânica melhorar as propriedades físicas e químicas do solo, aumentando consideravelmente a capacidade de absorção de nutrientes pelas plantas (FAGNANO et al., 2011). A parte orgânica de resíduos sólidos urbanos (geralmente estrumes) tem sido utilizada na produção de alimentos, como consequência do aumento da produção de lixo no mundo e da crescente preocupação no que se refere ao seu destino (GUALA et al., 2010; WELDEGEBRIEL et al., 2012).

Entretanto, é comum na utilização desses resíduos a inserção de contaminantes como MPT e coliformes fecais, provenientes da ineficiência do processo de purificação (CRAVO et al., 1998; BALDANTONI et al., 2010).

A contaminação bacteriológica da água de irrigação também é um problema sério associado ao uso dos esterco de animais (CRAUN et al., 2010; FONSECA et al., 2011). E a ingestão alimentar de hortaliças contaminadas bacteriologicamente, causam doenças, como, gastroenterites, poliomielite, hepatite A, verminoses, amebíase e giardíase, doenças pulmonares, entre outras (CABRAL, 2010; WEI et al., 2011). As concentrações de MPT encontradas em alguns resíduos urbanos (estrumes e compostos de lixo) usados na produção de alimentos são mostradas na Tabela 3.

Tabela 3 - Concentração de MPT (mg kg^{-1}) em compostos de lixo e fertilizantes orgânicos (estrumes) que são utilizados na agricultura

Metais	Tipo de Resíduo Urbano	Concentração
Cd	Cama de Ave ¹	2,10
	Norma da Alemanha ²	15,00
	Misturas de estrumes ^{5,6,7}	0,52-1,10
	Resíduos de Lixo ^{2,5}	3,70-4,20
	Esterco Bovino ⁵	0,80
Co	Cama de Ave ¹	4,20
	Misturas de estrumes ⁷	9,00
Cu	Cama de Ave ¹	17,50
	Resíduos de Lixo ^{2,3,5}	78,60-229,00
	Norma da Alemanha ²	100,00
	Esterco Bovino ^{3,5}	35,00-160,00
	Torta de mamona ³	33,00
	Lodo de esgoto ³	98,00
	Misturas de estrumes ^{5,6,7}	185,20-466,00
Esterco Suíno ⁴	24,22-68,82	
Fe	Resíduos de Lixo ²	23325,00
	Esterco Bovino ³	7336,00
	Torta de mamona ³	2876,00
	Lodo de esgoto ³	42224,00
	Misturas de estrumes ⁷	12520,00
Mn	Cama de Ave ^{1,2}	287,30-360,00
	Resíduos de Lixo ²	304,00
	Esterco Bovino ³	552,00
	Cama de poedeira ³	240,00
	Torta de mamona ³	77,00
	Lodo de esgoto ³	242,00
	Misturas de estrumes ⁷	958,00
Ni	Cama de Ave ¹	12,20
	Resíduos de Lixo ^{2,5}	7,20-28,10
	Norma da Alemanha ²	50,00
	Misturas de estrumes ^{5,6,7}	9,20-14,00
Pb	Cama de Ave ¹	15,40
	Resíduos de Lixo ^{2,5}	131,00-253,00
	Norma da Alemanha ²	150,00
	Esterco Bovino ⁵	9,80
	Misturas de estrumes ^{5,6,7}	11,10-38,20
	Esterco Suíno ⁴	8,23-24,37
Zn	Cama de Ave ^{1,3}	69,50-280,00
	Resíduos de Lixo ^{2,3,5}	340,00-878,60
	Norma da Alemanha ²	400,00
	Esterco Bovino ^{3,5}	128,00-142,00
	Torta de mamona ³	156,00
	Lodo de esgoto ³	1868,00
	Misturas de estrumes ^{5,6,7}	194,40-566,00
	Esterco Suíno ⁴	177,85-435,63

Fonte: ¹SANTOS et al., 2003; ²SAMPAIO et al., 2009; ³MELO et al. 2010; ⁴LI et al., 2010; ⁵LOPES et al., 2011; ⁶KO et al., 2011; ⁷CRAVO et al., 1998.

2.3 A transferência dos MPT do ecossistema agrícola para a cadeia alimentar

A poluição do ecossistema agrícola e as suas consequências podem ser explicadas com base na Figura 03, que mostra o caminho dos MPT até à cadeia alimentar. O percurso inicia com agroquímicos (fertilizantes inorgânicos e agrotóxicos) e resíduos sólidos urbanos, em geral, esterco de animais sendo utilizados na produção de alimentos, sejam para a melhoria da produção ou combate de pragas. Entretanto, esses produtos contém MPT e coliformes (CHEN et al., 2006; FONSECA et al., 2011; HANI e PAZIRA, 2011) e acabam afetando a água pelo processo de despejo e o solo por deposição. A contaminação entra num processo cíclico, porque da água os MPT podem por infiltração penetrar no solo, e do solo os MPT podem solubilizar-se e por lixiviação contaminar a água.

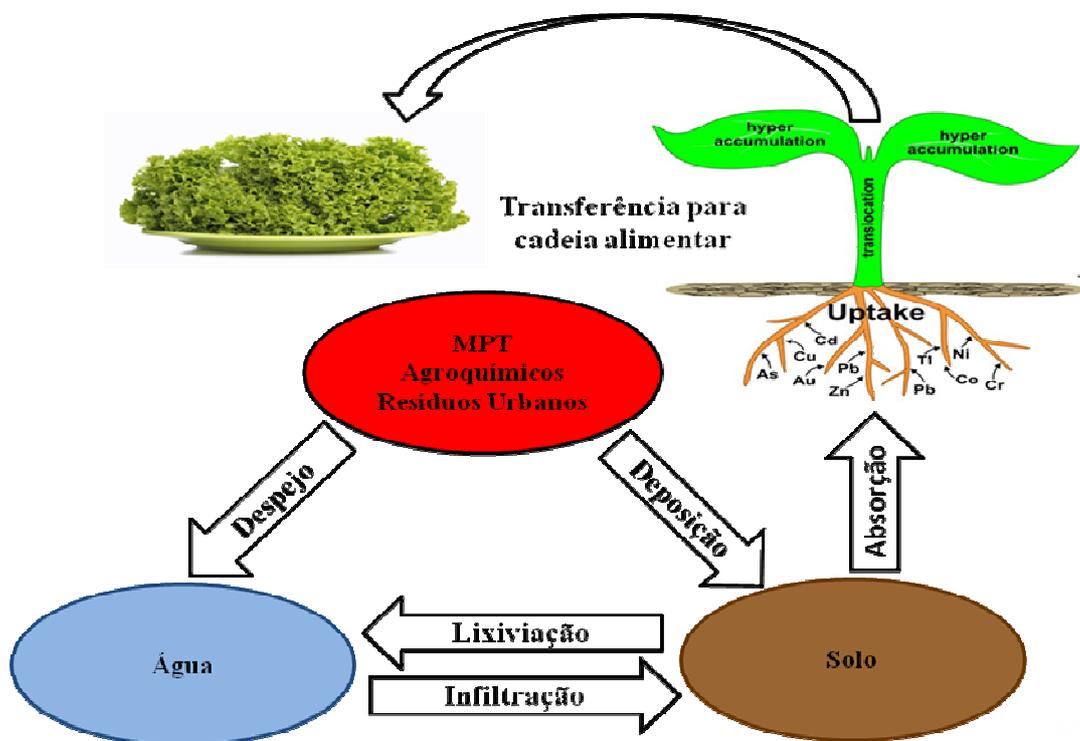


Figura 3: Caminho dos MPT do ecossistema agrícola até a cadeia alimentar.

O uso dos fertilizantes e agrotóxicos afetam diretamente as condições do ecossistema aquático (pH, condutividade, teor de MO, sólidos totais em suspensão (STS), amônia, nitrogênio amoniacal entre outros) contribuindo para a associação dos MPT disponíveis, ao material particulado e ao transporte destes para outros ambientes (PINTO et al., 2009). A irrigação a longo prazo com água contaminada por MPT resulta em acumulação excessiva destes contaminantes no solo (RATUZYNY et al., 2009; HANI e PAZIRA, 2011).

A mobilidade dos MPT lixiviados do solo depende dos componentes (tipos de argilominerais, matéria orgânica dissolvida), pH, potencial redox, atividade microbológica, etc (ARSHAD e MARTIN, 2002; BRUSSAARD et al., 2007; DAÍ et al., 2004; GUALA et al., 2010). As formas solúveis, trocáveis e queladas dos MPT são mais móveis no solo, e governam sua biodisponibilidade para os vegetais (MALLMANN e SCHENATO, 2008).

Na solução do solo, os MPT disponíveis são absorvidos pelas raízes das plantas dependendo da concentração (WELDEGEBRIEL et al., 2012) e translocados para a parte aérea das plantas, e dependendo da cultura (parte aérea comestível), esses MPT transferem-se do meio ambiente para o homem, fechando-se o ciclo de transferência para a cadeia alimentar.

Em baixas concentrações MPT, como Fe, Cu, Mn, Mo, Ni, Co e Zn, são essenciais e participam de funções bioquímicas e fisiológicas, principalmente para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Eles participam nas reações oxi-redução e em reações com várias enzimas (HALL e WILLIAMS, 2003; NAGAJYOTI et al., 2010).

Entretanto, o aumento de suas concentrações nas plantas, resulta em alterações fisiológicas, inativando enzimas, bloqueando grupos funcionais de moléculas metabolicamente importantes (retardando o crescimento), reduzindo micronutrientes, perturbando a integridade da membrana celular, promovendo depressão e desordem no metabolismo e reduzindo a habilidade de fixação de nitrogênio das plantas (GUALA et al., 2010; RASCIO e NAVARI-IZZO, 2010).

Apesar das modificações fisiológicas, várias plantas presentes no solo contaminado por MPT desenvolvem habilidade de sobreviver, crescer e se reproduzir (RASCIO e NAVARI-IZZO, 2010). Algumas espécies desenvolvem um mecanismo para combater metais de alta toxicidade. Essas espécies produzem tióis com baixo peso molecular que mostram alta afinidade por metais tóxicos e promovendo a sua desintoxicação (YADAV, 2010). Outras têm a capacidade de acumular ou hiperacumular MPT, retendo-os nas raízes e/ou translocando-os para as partes aéreas, principalmente para as folhas em níveis de 50 a 500 vezes, sem desenvolver quaisquer sintomas de toxicidade (NAGAJYOTI et al., 2010; RASCIO e NAVARI-IZZO, 2010; BHARGAVA et al., 2012).

“Cerca de 450 espécies foram identificados até agora com capacidade de hiperacumular MPT, como As, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Tl e Zn, representando menos de 0,2% de todas as espécies conhecidas”. No entanto, novos relatos deste tipo de planta, continuam a surgir (RASCIO e NAVARI-IZZO, 2010). A Tabela 4 mostra um levantamento em várias literaturas, sobre os níveis de MPT em alimentos (vegetais, hortaliças e frutas).

Vale ressaltar que na literatura há poucos relatos referentes aos níveis de MPT nas espécies *Coriandrum sativum* (Coentro) (ARORA et al., 2008; ZHENG et al., 2007) e *Allium* plantas como a *Allium schoenoprasum* (Cebolinha) ricas em compostos de enxofre, capazes de capturar metais e translocá-los para as partes comestíveis (BARAZINI et al., 2004; SOUDEK et al., 2009).

Tabela 4 - Estudos relacionados aos níveis de MPT em frutas, hortaliças e vegetais

Metais	Espécies	Níveis
Cd	Berinjela ^{4,8}	0,03-2,91
	Tomate ^{4,8,13,15}	0,04-8,50
	Espinafre ^{4,14}	0,09-12,97
	Cenoura ^{4,13}	0,04-0,14
	Alface ^{4,13,15}	0,01-6,60
	Coentro ^{4,14,16}	0,11-13,19
	Pimentão ^{4,8}	0,06-2,18
	Batata ^{4,13}	0,04-0,16
	Repolho ^{5,8,13}	0,04-2,05
	Couve ^{5,16}	0,39-0,61
	Cebola ⁵	0,24
	Ervilha ⁶	9,70
	Cebolinha ¹⁰	113,10
	Beterraba ¹³	0,04-0,16
	Couveflor ¹⁴	12,46
	Salsa ¹⁴	12,27
Rabanete ¹⁴	16,16	
Brocolis ¹⁵	0,01-4,80	
Co	Goiaba ²	0,11
	Pepino ²	0,11
	Pimenta ²	0,10
	Cebola ^{2,9}	0,10; 0,35-1,55
	Tomate ^{9,11}	0,45-5,00
	Berinjela ⁹	1,05-1,65
Cu	Goiaba ²	0,50
	Mandioquinha Salsa ³	0,08
	Repolho ^{5,7,8,13}	0,41-14,25
	Couve ⁵	3,65
	Cebola ^{2,5,9}	0,14; 6,05-22,60
	Pepino ²	0,10
	Pimenta ²	0,17
	Ervilha ⁶	16,05
	Feijão ⁶	22,90
	Espinafre ^{7,12,14}	15,90-1480,13
	Cenoura ^{7,12,13}	0,55-21,60
	Alface ^{7,13,15}	0,71-37,40
	Berinjela ^{8,9}	8,63-38,05
	Pimentão ⁸	11,18
	Tomate ^{8,9,11,13,15}	0,92-27,94
	Rabanete ^{12,14}	5,21-27,00
Couveflor ^{12,14}	4,60-15,26	
Coentro ^{12,14}	10,90-24,03	
Batata ¹³	1,80-5,88	
Beterraba ¹³	1,96-11,92	
Salsa ¹⁴	28,45	

Cu	Brocolis ¹⁵	4,40-6,40	
	Couve ¹⁶	1,19	
Fe	Graviola ¹	337,00	
	Cupuaçu ¹	407,40	
	Pupunha ¹	565,60	
	Goiaba ²	9,20	
	Quiabo ¹	311,20	
	Pepino ^{1,2}	86,30; 4,40	
	Mandioquinha Salsa ³	6,19	
	Berinjela ^{4,8,9}	0,16-335,38	
	Alho-poró ⁴	0,02	
	Tomate ^{4,8,9,11,13}	0,01-103,10	
	Espinafre ^{4,7,12}	0,03-333,00	
	Cenoura ^{4,7,12,13}	0,01-235,00	
	Alface ^{4,7,13}	0,01-221,05	
	Coentro ^{4,12,16}	0,02-326,00	
	Pimentão ^{4,8}	0,02-146,29	
	Batata ^{4,13}	12,61-36,85	
	Pimenta ²	3,50	
	Cebola ^{2,9}	7,00-26,15	
	Ervilha ⁶	62,00	
	Feijão ⁶	86,00	
	Repolho ^{7,8,13}	10,51-57,85	
	Rabanete ¹²	111,00-122,00	
	Couveflor ¹²	198,00-232,00	
	Beterraba ¹³	28,45-46,25	
	Couve ¹⁶	2,43	
	Mn	Graviola ¹	81,30
		Cupuaçu ¹	174,70
		Pupunha ¹	84,30
Goiaba ²		0,11	
Quiabo ¹		15,10	
Pepino ^{1,2}		8,40; 0,12	
Mandioquinha Salsa ³		1,25	
Pimenta ²		0,13	
Cebola ^{2,9}		0,12; 0,55-28,05	
Ervilha ⁶		41,00	
Feijão ⁶		36,50	
Tomate ^{9,11,13}		1,9-444,50	
Berinjela ⁹		2,50-7,25	
Rabanete ¹²		10,00-17,00	
Couveflor ¹²		33,50-47,50	
Espinafre ¹²		64,30-73,80	
Coentro ^{12,16}		1,02-47,60	
Cenoura ^{12,13}		11,10-28,26	
Alface ¹³		19,94-571,54	
Batata ¹³		3,82-14,82	
Beterraba ¹³		4,98-122,74	
Repolho ¹³		3,26-39,02	
Couve ¹⁶	2,23		

Ni	Goiaba ²	0,04
	Repolho ^{5,7,13}	0,01-1,11
	Couve ⁵	1,88
	Cebola ^{2,5,9}	0,006; 0,50-2,00
	Pepino ²	0,18
	Pimenta ²	0,06
	Espinafre ^{7,14}	5,94-68,66
	Alface ^{7,13,15}	0,09-3,21
	Tomate ^{9,11,13,15}	0,13-7,96
	Berinjela ⁹	3,00-8,00
	Batata ¹³	0,09-0,53
	Beterraba ¹³	0,01-1,37
	Cenoura ¹³	0,09-0,69
	Brocolis ¹⁵	1,90-5,40
	Coentro ¹⁴	51,01
	Salsa ¹⁴	56,01
	Rabanete ¹⁴	60,12
Couveflor ¹⁴	58,95	
Pb	Berinjela ^{4,8,9}	4,35-14,15
	Alho-poró ⁴	0,02
	Tomate ^{4,8,9}	4,60-14,15
	Espinafre ^{4,14}	0,02-47,69
	Cenoura ⁴	0,00
	Alface ^{4,13}	0,02-66,40
	Coentro ^{4,14,16}	0,04-30,79
	Pimentão ^{4,8}	0,01-13,81
	Batata ⁴	0,00
	Repolho ^{5,8}	0,51-22,09
	Couve ^{5,16}	0,37-0,57
	Cebola ^{5,9}	0,08-11,20
	Couveflor ¹⁴	29,69
	Salsa ¹⁴	30,46
Rabanete ¹⁴	51,78	
Zn	Graviola ¹	181,30
	Cupuaçu ¹	295,70
	Pupunha ¹	277,70
	Goiaba ²	0,280
	Quiabo ¹	143,00
	Pepino ¹	37,40
	Mandioquinha Salsa ³	0,39
	Berinjela ^{4,8,9}	9,35-22,76
	Alho-poró ⁴	0,04
	Tomate ^{4,8,9,11,13,15}	5,50-44,50
	Espinafre ^{4,7,12,14}	0,04-148,04
	Cenoura ^{4,5,12,13}	0,01-50,70
	Alface ^{4,7,13,15}	0,02-121,00
	Coentro ^{4,12,14,16}	0,02-134,14
	Pimentão ^{4,8}	0,01-19,54
	Batata ^{4,13}	9,08-16,04
	Repolho ^{5,7,8,13}	4,21-42,06

Zn	Couve ^{5,16}	1,47-24,50
	Cebola ^{5,9}	11,40-25,50
	Ervilha ⁶	27,50
	Feijão ⁶	42,00
	Rabanete ^{12,14}	21,10-136,51
	Couveflor ^{12,14}	38,40-41,80
	Beterraba ¹³	14,00-44,16
	Salsa ¹⁴	107,04
	Brocolis ¹⁵	45,60-120,00

Fonte: ¹YUYAMA et al., 1997 ($\mu\text{g kg}^{-1}$); ²ISMAIL et al., 2011(mg g^{-1}); ³PORTZ et al., 2006 ($\mu\text{g g}^{-1}$); ⁴ZHENG et al., 2007 (mg kg^{-1}); ⁵NABULO et al., 2011(mg kg^{-1}); ⁶NAYEK et al., 2010 (mg kg^{-1}); ⁷CARDOSO et al., 2005 (mg kg^{-1}); ⁸AHMAD e GONI et al., 2010 (mg kg^{-1}); ⁹AMIN et al., 2013 (mg kg^{-1}); ¹⁰BARAZANI et al., 2004 (mg kg^{-1}); ¹¹BASAR et al., 2009 (mg kg^{-1}); ¹²ARORA et al., 2008 (mg kg^{-1}); ¹³FERNANDES et al., 2007 (mg kg^{-1}); ¹⁴GUPTA et al., 2011 (mg kg^{-1}); ¹⁵ SALVATORE et al., 2009 (mg kg^{-1}); ¹⁶ TIWARI et al., 2011(mg kg^{-1}).

2.4 Efeitos dos MPT inseridos na cadeia alimentar

Os riscos da acumulação de MPT com a utilização de fertilizantes inorgânicos, resíduos sólidos urbanos e agrotóxicos são evidentes. Tanto é assim que essa prática tem chamado cada vez mais a atenção de agricultores, organizações ambientalistas, consumidores e poder público, para um maior controle da utilização desses produtos, devido à contaminação da produção e inserção dos MPT na cadeia alimentar.

Como os alimentos são a principal fonte de obtenção humana desses metais, sendo bem estabelecida na literatura a relação causal entre o excesso de MPT no organismo e várias doenças (AHMAD e GONI, 2010; AMIN et al., 2013). Pode-se citar:

No organismo humano, o Cd, mesmo em concentrações pequenas, ataca os rins, fígado, estômago, podendo causar câncer de pulmão, cânceros, pressão alta, doenças cardiovasculares entre outras (CHANG et al., 2012).

O Pb tem efeitos no sangue, uma vez absorvido, liga-se aos eritrócitos e viaja no sangue para os tecidos macios, tais como o fígado, rins, pulmões, cérebro, baço, músculos e do coração, afeta a medula óssea, sistema nervoso central e periférico, resultando em anemia, inapetência (anorexia), encefalopatia, dores de cabeça, dificuldade de concentração e memorização, depressão, tonturas, sonolência entre outros, depois de várias semanas, a maioria do chumbo acumula-se em ossos e dentes (MEYER et al., 2008).

A toxicidade do Co é evidenciada nos processos metabólicos e em órgãos e glândulas e seus efeitos costumam prejudicar principalmente o aparelho respiratório e a pele (ALVES e ROSA, 2003). O Cu atua na citocromo oxidase, causando diarreia, náusea, vômitos, cirrose, anemia e bronquite, entre outras (FRANCHITTO et al., 2008). O Zn associado com baixos níveis de cobre, causa alterações na função do ferro, diminuição da função imunológica e dos níveis de colesterol bom (AZEVEDO e CHASIN, 2003). Participante de muitas reações enzimáticas excesso de zinco também causa vários problemas gastrointestinais (FAA et al., 2008).

O excesso de Mn causa anorexia, alucinações, dificuldade de memorização, insônia e dores musculares, problemas pulmonares e cardiovasculares, além de alguns estudos relacionarem sua intoxicação ao mal de *Parkinson* (GERBER et al., 2002). Excessos de Ni causam sintomas como apatia, diarreia, dores no pênis ou vagina, febre, insônia e náuseas (CHEN et al., 2009).

Apesar do risco de intoxicação, um estudo da relação dos níveis de MPT em alimentos não é suficiente para medir o grau de risco do consumo de alimentos contaminados (ZHENG et al., 2007). Os alimentos absorvem esses MPT do meio produtivo (água e solo) contaminado e os transferem do ambiente para o homem via ingestão (LUO et al. 2011). O nível de contaminação, segundo Zheng et al. (2007), Zhuang et al. (2009) e Yang et al. (2011), deve ser medido com a ARS, desenvolvida pela EPA dos EUA em 1989, como um

modo quantitativo para avaliar potenciais riscos à saúde associados à exposição aos MPT em produtos alimentares em longo prazo.

A ARS é uma relação entre a concentração medida do MPT e a dose oral de referência, ponderada pela duração e frequência de exposição e a quantidade de peso corporal. Se os valores de ARS forem menores que 1, não há riscos à saúde (ZHENG et al. 2007). Porém para valores iguais ou maiores que 1 ou maiores que a dose diária de referência do MPT há uma exposição dos consumidores.

2.5 Legislação Brasileira para controle de MPT em solo, água e hortaliças

“Padrões aceitáveis permissíveis de metais na água, solo e alimentos são a chave para a proteção de suas funções ecológicas e de uma agricultura sustentável” (GUALA et al., 2010; WELDEGEBRIEL et al., 2012).

Principalmente porque a contaminação das águas superficiais e subterrâneas tem severas implicações para a saúde humana, sendo considerado um caso de calamidade pública mundial (GRIFFITHS et al., 2012; GULER et al., 2012). Segundo a OMS, até 2015, cerca de 605 milhões de pessoas não terão água de qualidade e 2,4 bilhões consumirão água inadequada.

As metrópoles brasileiras usam cotidianamente águas subterrâneas com perfurações de poços artesianos indiscriminadamente para o consumo humano e muitas vezes para irrigação, segundo a ANA (2012). Em Manaus, a ARSAM (2012) estima a existência de aproximadamente 20.000 poços artesianos, cujos critérios de perfuração são questionáveis.

Como não há fiscalização rígida no processo de perfuração, há casos de poços em áreas contaminadas, como os perfurados na área do antigo lixão da cidade de Manaus cuja qualidade da água é caracterizada por concentrações extremamente elevadas de MPT (ROCHA e HORBE, 2006).

A qualidade da água no Brasil hoje é regulamentada pela “Resolução 357/2005 do CONAMA, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento” e pelo MS via “Portaria 2.914 de 12 de Dezembro de 2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”.

No caso do solo, atualmente a “Resolução CONAMA 420/2009 estabelece valores orientadores de qualidade do solo para substâncias tóxicas e MPT”. Para as hortaliças o órgão que fiscaliza os padrões de qualidade em relação aos níveis de metais é a ANVISA por meio do “Decreto Nº 55871, de 26 de março de 1965, que estabelece o LMT para alguns metais em alimentos, que especifica para hortaliças apenas o limite máximo de tolerância do chumbo ($0,50 \text{ mg kg}^{-1}$) e a Portaria 685 de 27 de Agosto de 1998 da ANVISA regulamenta apenas o valor de Cu ($10,00 \text{ mg kg}^{-1}$)”.

Contudo, a legislação brasileira, ambiental ou sanitário alimentar, ainda é pouco incisiva com relação aos limites aceitáveis ou permitidos de MPT em solos, águas e alimentos. Existe uma carência muito grande de dados nacionais que subsidiem os legisladores e órgãos ambientais sendo, necessário o uso de valores limites de outros países como referência (FERNANDES et al., 2007).

3. Material e Métodos

3.1 Descrição da área de estudo

Há 20 anos, a Comunidade Agrícola Nova Esperança (CANE) desenvolve agricultura familiar na cidade de Manaus. A sua localização é marcada pela vizinhança ao norte com a Reserva Biológica Adolpho Ducke; ao sul com a IV etapa do Bairro Jorge Teixeira; a oeste com a etapa I do bairro Valparaíso; e a leste com o João Paulo II, zona periférica de Manaus, Figura 4. A produção é comercializada no próprio local e vendida a atravessadores, e abastece de pequenos comércios a feiras de grande fluxo, como a Feira do Produtor/Jorge Teixeira, entre as zonas mais populosas da cidade de Manaus (Leste e Norte).



Figura 4: Mapa das unidades produtivas da CANE.

Segundo relatórios do IDAM (2009) e PROEXTI/UFAM (2006), a organização dos produtores ocorre pela Associação Comunitária dos Agricultores Rurais da CANE. Os relatórios destacam problemas de infraestrutura, na conservação dos ramais (alguns possuem asfalto e outros não); no serviço de transporte, que prejudica a entrada de materiais, escoamento da produção e coleta de lixo; nos igarapés, que pelo assoreamento, alagam as áreas de cultivo. A percepção dos problemas de infraestrutura pode ser visualizada na Figura 5.



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 5: Ramais (a) e (b), depósitos de lixo (c) e igarapés (d) da CANE.

De acordo com IDAM (2009) e PROEXTI/UFAM (2006), o fornecimento de água e energia elétrica não é regular para todas as famílias, pois o Programa luz para todos não beneficiou toda a comunidade e água de poço artesiano, é usada para o consumo e produção das hortaliças, em alguns locais da comunidade.

A comunidade tem área de 49,375 ha, com 33,1866 ha destinados ao cultivo. Em média, cada unidade produtiva possui 4.483,6 m². As hortaliças mais cultivadas são a alface (*Lactuca sativa* - *Asteraceae*), cebolinha (*Allium schoenoprasum* - *Liliaceae*) e o coentro (*Coriandrum sativum* - *Apiaceae*). O percentual produtivo, por espécie, pode ser observado na Figura 6 (IDAM, 2009; PROEXTI/UFAM, 2006).

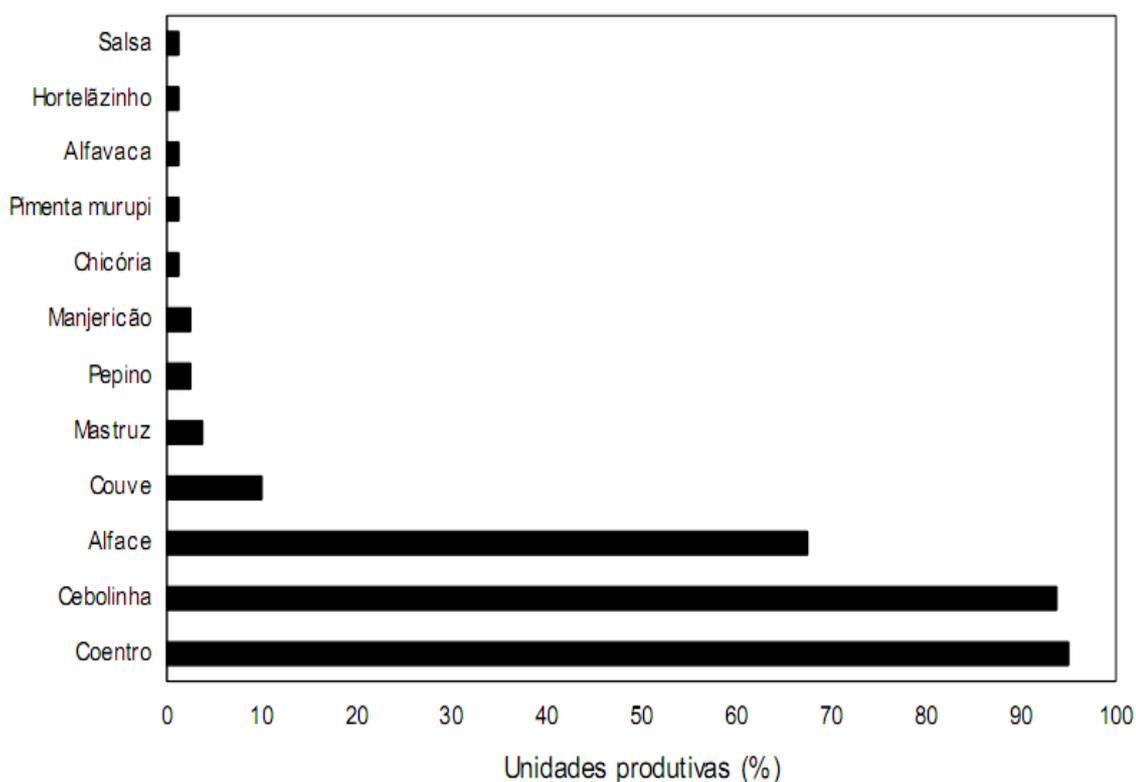


Figura 6: Espécies olerícolas cultivadas nas unidades produtivas da CANE, Manaus, Amazonas; n=80 unidades produtivas (PROEXTI/UFAM, 2006).

Segundo dados da PROEXTI/UFAM (2006) a comunidade possui 105 famílias produtoras sobrevivendo de aproximadamente 99% do total da produção, distribuídas em sete ramais.

O controle fitossanitário, imprescindível na região amazônica em virtude da alta umidade do ar, ocorre geralmente com o uso de agrotóxicos em cerca de 100% das unidades produtoras, e para a adubação do solo se utiliza esterco de aves triturado, NPK granulado, NPK líquido, sulfato de amônio, uréia, cloreto de potássio e superfosfato simples (IDAM, 2009; PROEXTI/UFAM, 2006). Na Tabela 5 são listados os principais agrotóxicos utilizados na CANE e na Figura 7 visualizam-se os sistemas de cultivo: (a) convencional (céu aberto) para a cebolinha; (b) e (c) protegido (casa de vegetação) para coentro e alface.

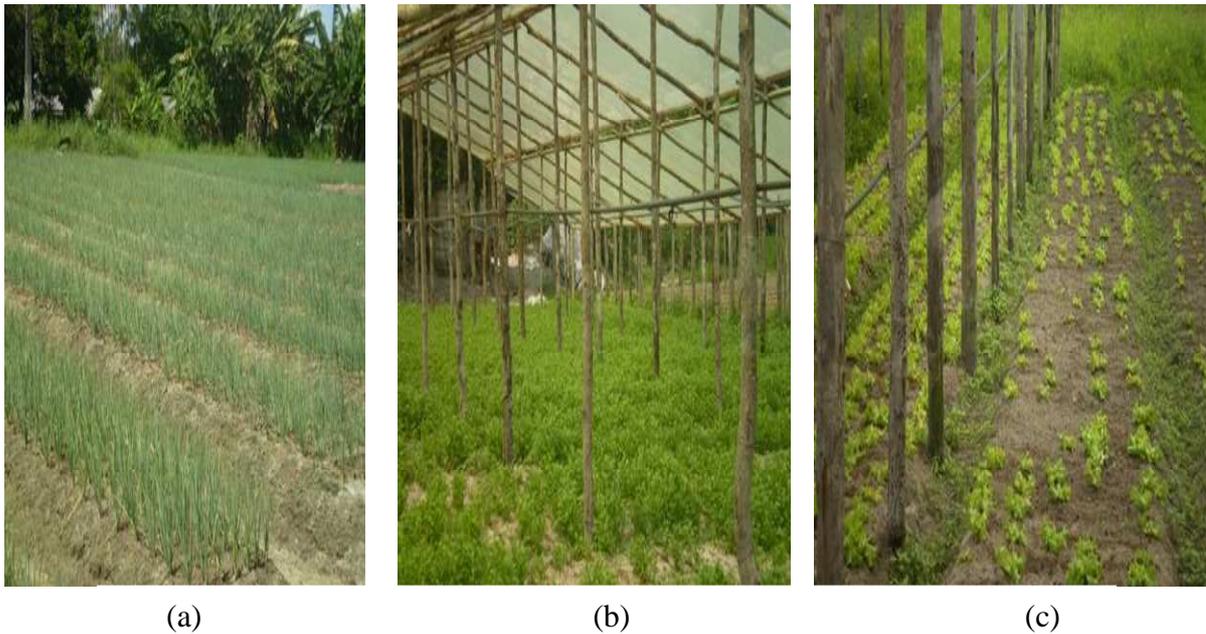


Figura 7: Cultura de cebolinha (céu aberto) e alface e coentro (casa de vegetação), CANE.

Tabela 5 - Principais agrotóxicos utilizados na CANE

Tipos de Agrotóxicos	Finalidade	Nome Comercial	Culturas	Ingrediente Ativo (Grupo Químico)	Classificação Toxicológica (OMS)
Herbicidas	Utilizados para o controle de ervas classificadas como daninhas.	Afalon	Alho, Batata, Batata-Salsa, Camomila, Cebola, Cenoura.	Linuron (Uréia)	Pouco Tóxico
		Round up	Algodão, Arroz, Milho, Soja e Pastagem	Sal de Amônio (Glifosato)	Pouco Tóxico
		Linurex	Alho, Batata, Cebola, etc.	Linuron (Uréia)	Pouco Tóxico
Inseticidas e Acaricidas	Utilizados para exterminar insetos e ácaros, destruindo ovos e larvas principalmente.	Folisuper	Algodão, Feijão, Milho, Soja, Trigo.	Parationa-Metílica (Organofosforado)	Extremamente Tóxico
		Tamaron	Algodão, Amendoim, Batata, Feijão, Soja, Tomate e Trigo	Metamidofós (Organofosforado)	Altamente Tóxico
		Vertimec	Alho, Batata, Pimentão, Pepino, Tomate, etc.	Abamectina (Avermectina)	Moderadamente Tóxico
		Derosal	Citrus, Feijão, Trigo e Soja	Carbedazim (Benzimidazol)	Pouco Tóxico
		Decis	Abacaxi, Cebola, pepino, Soja e etc.	Deltrametrina (Piretróides)	Moderadamente Tóxico
		Provado	Alface, Cebola, Couve, Pimentão, Tomate, etc.	Midacloprido (Neocotinóide)	Moderadamente Tóxico
		Icon	Formigas, Moscas, Carrapatos, Baratas, etc.	Piretróides	Moderadamente Tóxico
		Barrage	Carrapatos	Piretróides	Moderadamente Tóxico
		Melathion	Citrus e Tomate	Melationa (Organofosforado)	Pouco Tóxico
		Metamidofós	Algodão, Amendoim, Batata, Feijão e Soja	Metamidofós (Organofosforado)	Altamente Tóxico
Fungicidas	Utilizados para destruir ou inibir a ação de fungos que geralmente atacam plantas.	Dithane	Tomate, Pepino, Cebola, Alho, Repolho, Couve, Pimentão, etc.	Mancozebe (Ditiocarbamato)	Pouco Tóxico
		Agrinose	Algodão, Amendoim, Batata, Tomate, etc.	Oxicloreto de Cobre (Inorgânico)	Pouco Tóxico
		Manzate	Batata, Cenoura, Cebola, etc.	Mancozebe (Ditiocarbamato)	Pouco Tóxico
		Funguram	Batata, Cebola, Feijão, etc.	Oxicloreto de Cobre (Inorgânico)	Pouco Tóxico

Fonte: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2011; World Health Organization, 2011; IDAM, 2009.

A colheita e pós-colheita é realizada de forma precária, com lavagem inadequada (a) e secagem geralmente em campo aberto (b), Figura 8.



(a)

(b)

Figura 8: Estrutura de pós-colheita (lavagem e preparo para venda das hortaliças).

A área toda de plantio é drenada pelas águas da Bacia do São Raimundo, possuindo nascentes do igarapé do Mindú que afloram tanto dentro da área de plantio, como escoam da área de floresta nativa, formando os pequenos igarapés que drenam toda a área (PROJETO GEO CIDADES, 2002). A Figura 9 mostra a localização dos cursos d'água na comunidade.

A irrigação é realizada com água subterrânea, de poços que em média têm 30 - 40 m de profundidade, cacimbas com média de 2 a 5 m de profundidade, pequenos igarapés pouco profundos (média < 0,5 m), estreitos (média < 1,0 m) com leitos arenosos que drenam a área de aproximadamente 49,375 ha, conforme mostra a Figura 10.

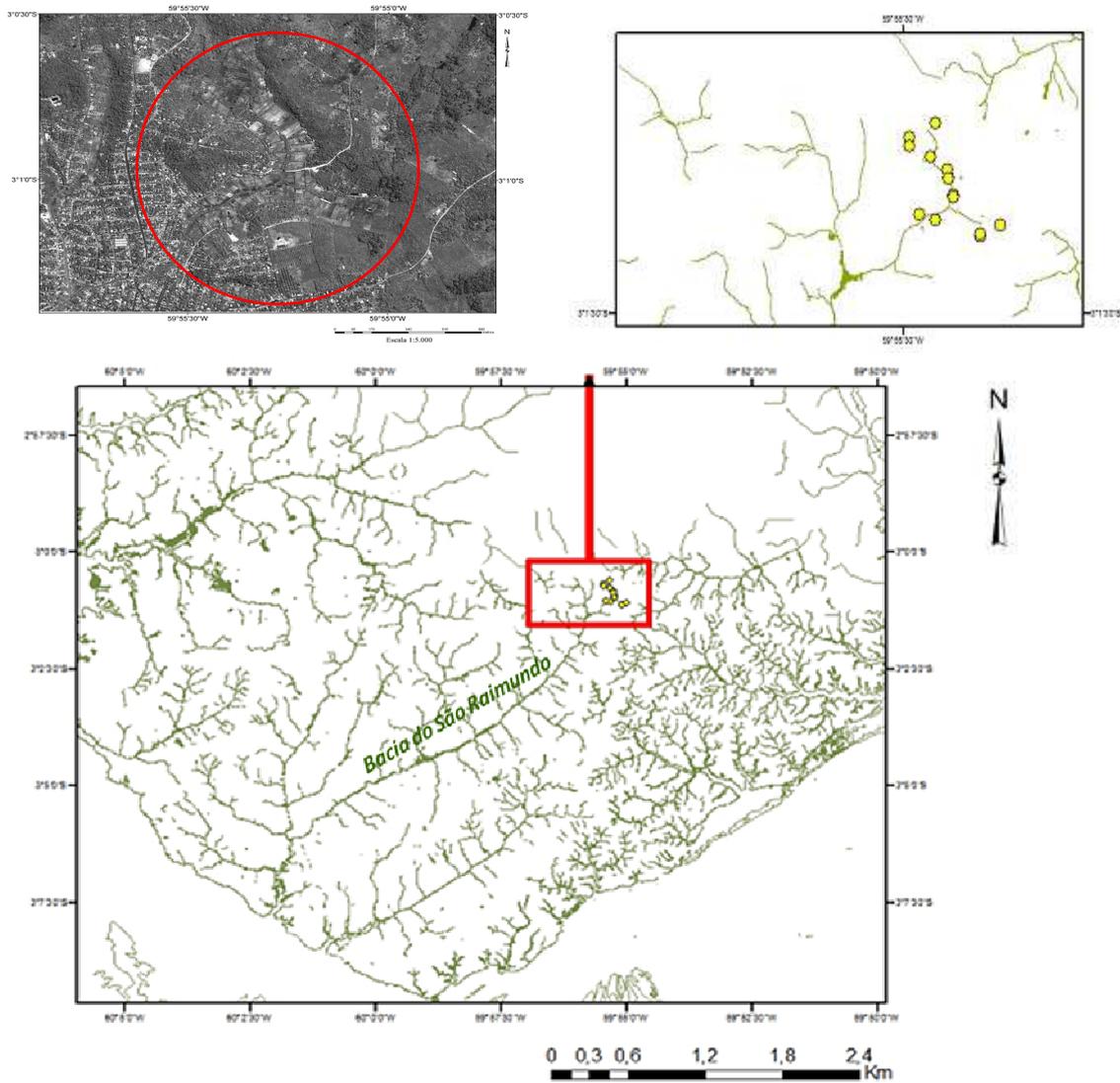


Figura 9: Mapa de localização dos cursos d'água na CANE.



Poço

Cacimba

Igarapé

Figura 10: Fontes de água para irrigação de hortaliças da CANE.

Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (SiBCS, 2005), solos cuja textura é predominantemente arenosa e raramente argilosa, Figura 11, com drenagem muito variável, pobres em fertilidade, moderada a fortemente ácidos, normalmente com saturação por bases baixa, podendo ocorrer altos teores de alumínio extraível, geralmente de áreas úmidas e fortemente lixiviados, podem ser classificados como Espodossolo (SiBCS, 2005; TROEH e THOMPSON, 2007).



Figura 11: Solo utilizado no cultivo de hortaliças na CANE.

3.2 Definição do número de pontos de amostragem

O período de estudo na comunidade foi realizado entre janeiro de 2010 e junho de 2011, com coletas realizadas nos meses de julho e outubro de 2010 (período seco) e janeiro e abril de 2011 (período chuvoso).

A definição do número de pontos de amostragem foi baseada em visita a comunidade, com a área de estudo sendo dividida em três ramais principais, com o auxílio do programa *Google Earth Plus*. Um ponto central foi estabelecido, a partir do qual foi medido o tamanho total de cada ramal em linha reta e estabelecida a proporção entre os ramais. A proporção foi de 4:2:2 mais o ponto central, totalizando nove pontos de amostragem, com distância média de 200 – 250 m de um ponto a outro. Os pontos de amostragem foram georeferenciados e suas coordenadas geográficas marcadas com GPS *etrex GARMIN*, conforme Tabela 6.

Tabela 6 - Coordenadas geográficas da CANE

Código	Latitude	Longitude
PC01	03° 00' 57,00"	59° 55' 14,58"
DR01	03° 01' 7,860"	59° 55' 6,300"
DR02	03° 01' 5,400"	59° 55' 0,300"
EQ01	03° 01' 3,780"	59° 55' 20,22"
EQ02	03° 01' 2,400"	59° 55' 25,08"
PCR01	03° 00' 52,08"	59° 55' 16,32"
PCR02	03° 00' 46,14"	59° 55' 21,66"
PCR03	03° 00' 36,72"	59° 55' 20,34"
PCR04	03° 00' 40,50"	59° 55' 28,14"

Legenda: PC – ponto central, PCR – ramal do Paranacaxi, DR – ramal do Recanto, EQ – ramal Nova Esperança.

3.3 Metodologia (fluxograma de coleta e análises)

As Figuras 12, 13 e 14 descrevem o fluxo de desenvolvimento das coletas e análises das matrizes estudadas (água, solo e hortaliças).

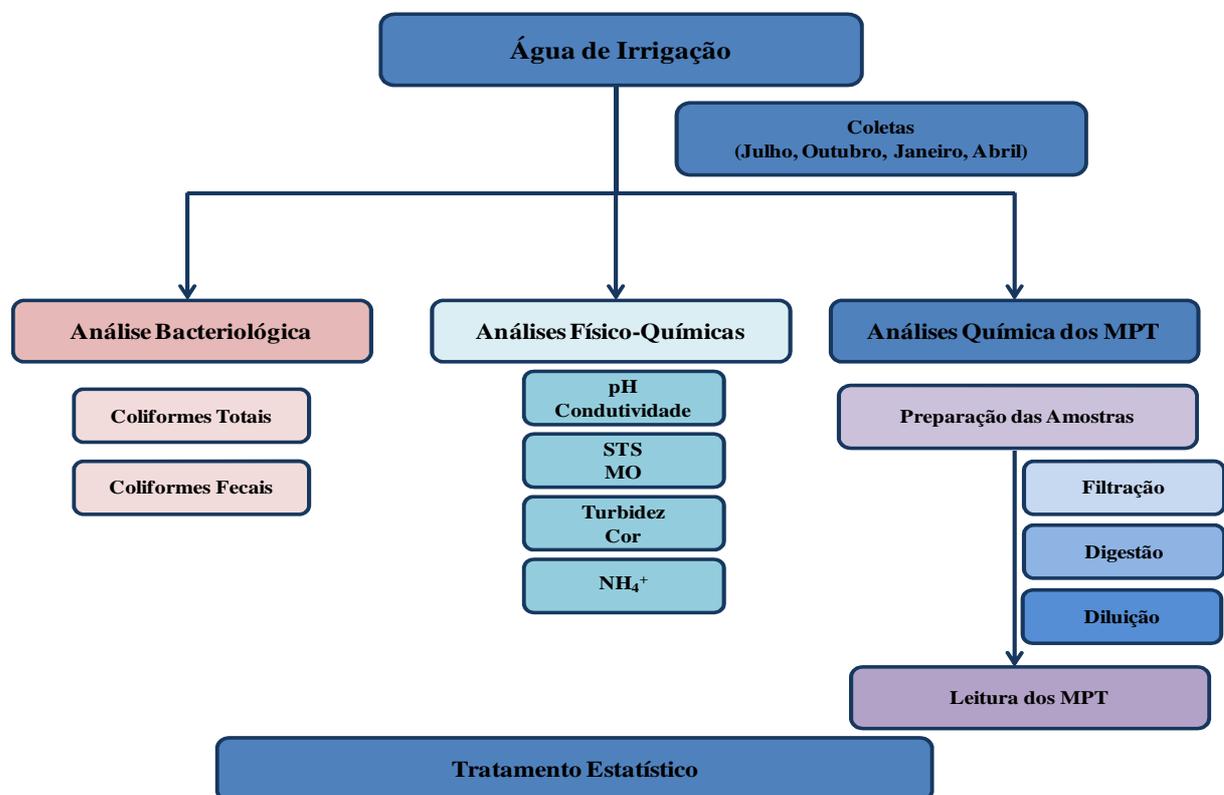


Figura 12: Fluxograma metodológico das amostras de água.

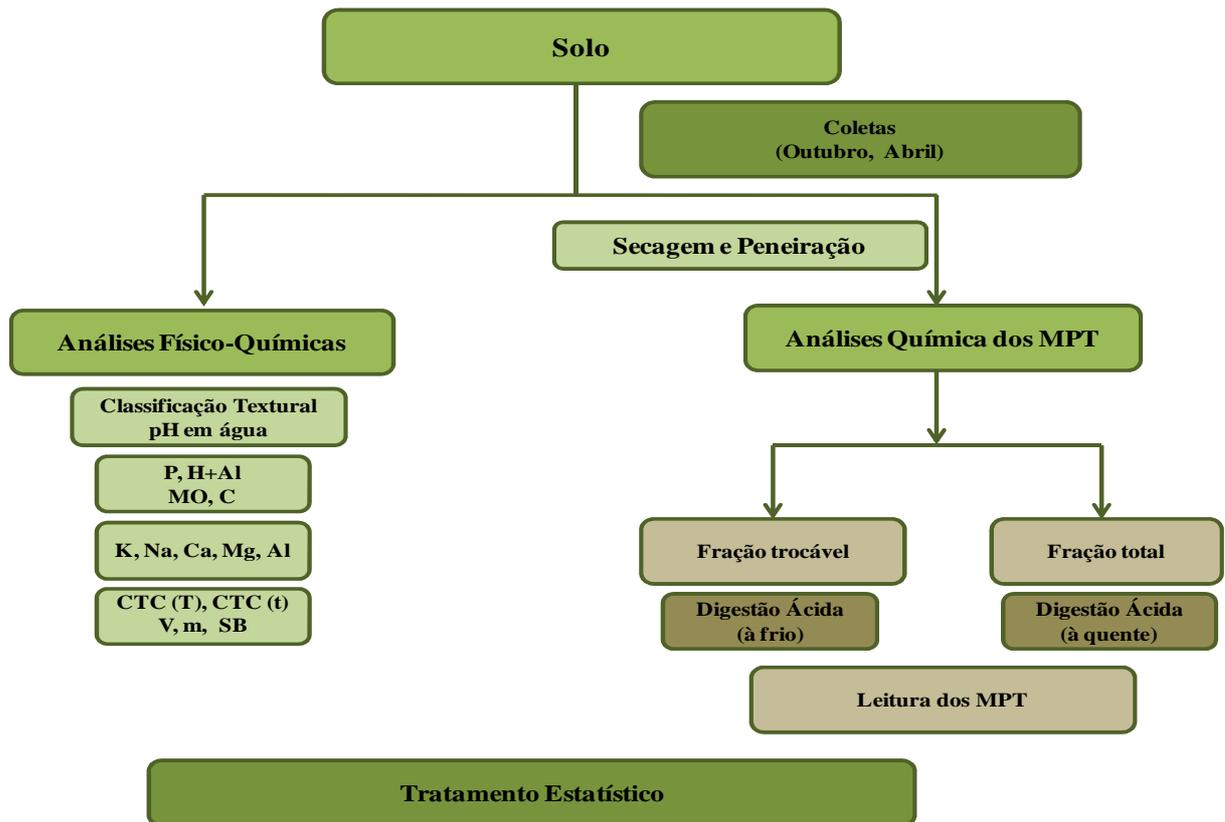


Figura 13: Fluxograma metodológico das amostras de solo.

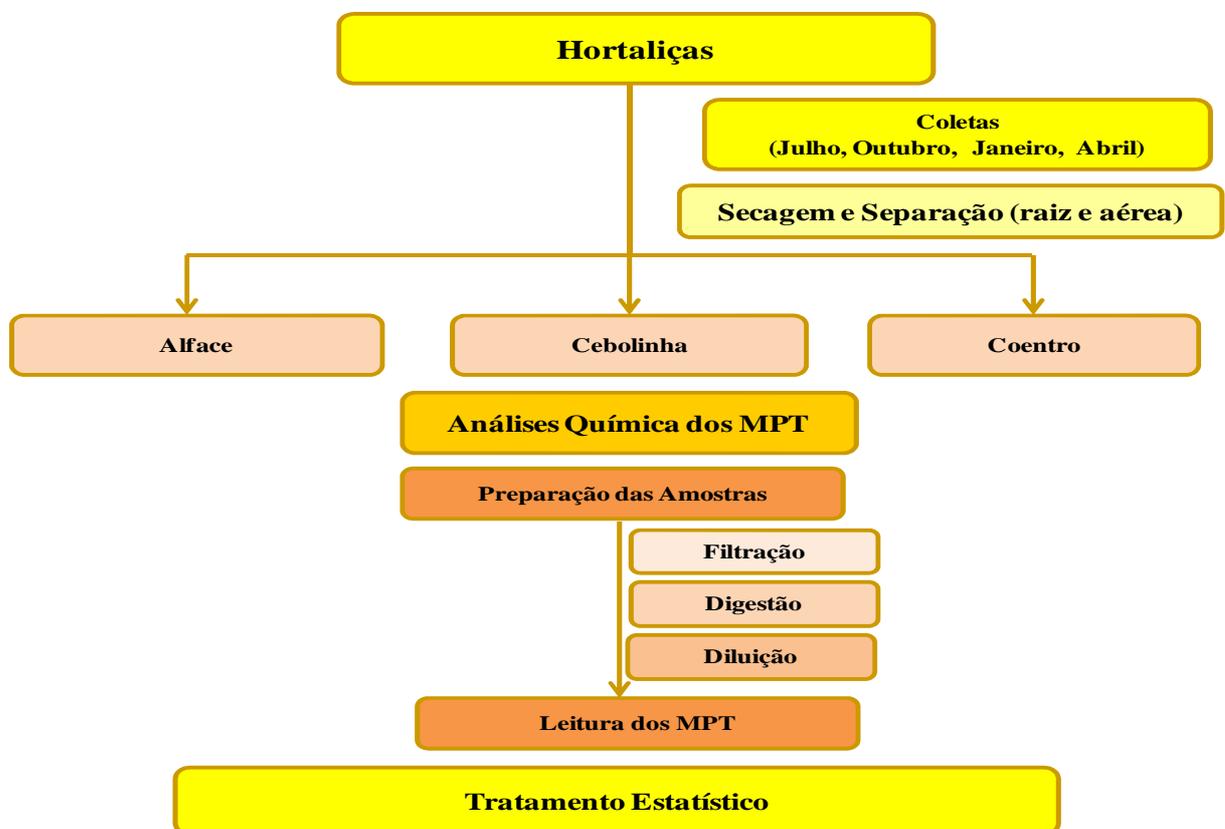


Figura 14: Fluxograma metodológico das amostras de hortaliças.

3.3.1 Coleta das amostras

Água: Nos nove pontos de amostragem foram selecionados 14 pontos de coleta das amostras de água de irrigação (03 poços artesianos, 04 cacimbas e 07 no igarapé), conforme Figura 15. Foram realizadas quatro coletas de água totalizando cinquenta e seis amostras coletadas, divididas entre os períodos seco (julho e outubro de 2010) e chuvoso (janeiro e abril de 2011).

Em cada coleta foram retirados cerca de 1 L de amostra em frascos de polietileno esterilizados em banho de ácido nítrico 30%, e 300 mL para análises bacteriológicas em frascos de vidro com tampa rosqueável esterilizados em autoclave (120 °C, 1 atm).

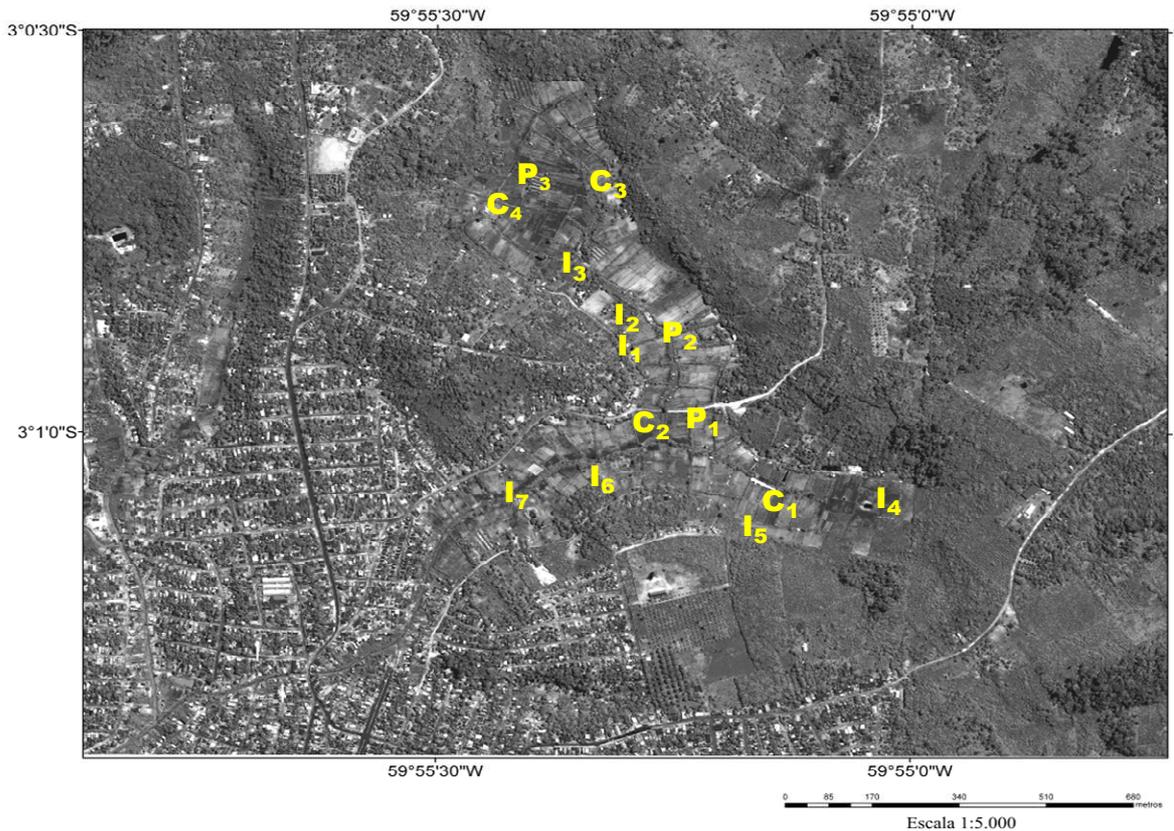


Figura 15: Pontos de amostragem de água em poço artesiano (P), cacimba (C) e igarapé (I) na CANE.

Solo: Foram realizadas duas coletas de solo, uma no período seco (outubro/2010) e outra no período chuvoso (abril/2011), nos nove pontos de amostragem determinados, Figura 16. O número de coletas foi baseado em pesquisas na literatura acerca da contaminação em solos agrícolas, onde em geral é feita apenas uma coleta anual (HANI e PAZIRA, 2011; LIU et al., 2011; LUO et al., 2011; RATUZNY et al., 2009; TIWARI et al., 2011).

Os locais de coleta possuem área de até três hectares, com produção rotativa de hortaliças nos canteiros. Em cada ponto de coleta, pelo sistema randômico foram coletadas 15 subamostras (0-20 cm) que misturadas deram origem a uma amostra de aproximadamente 1 kg (EMBRAPA, 2009). As coletas foram realizadas com um tubo cilíndrico plástico e armazenadas em potes de polietileno, ambos devidamente limpos e desmineralizados com solução de HNO_3 30%.

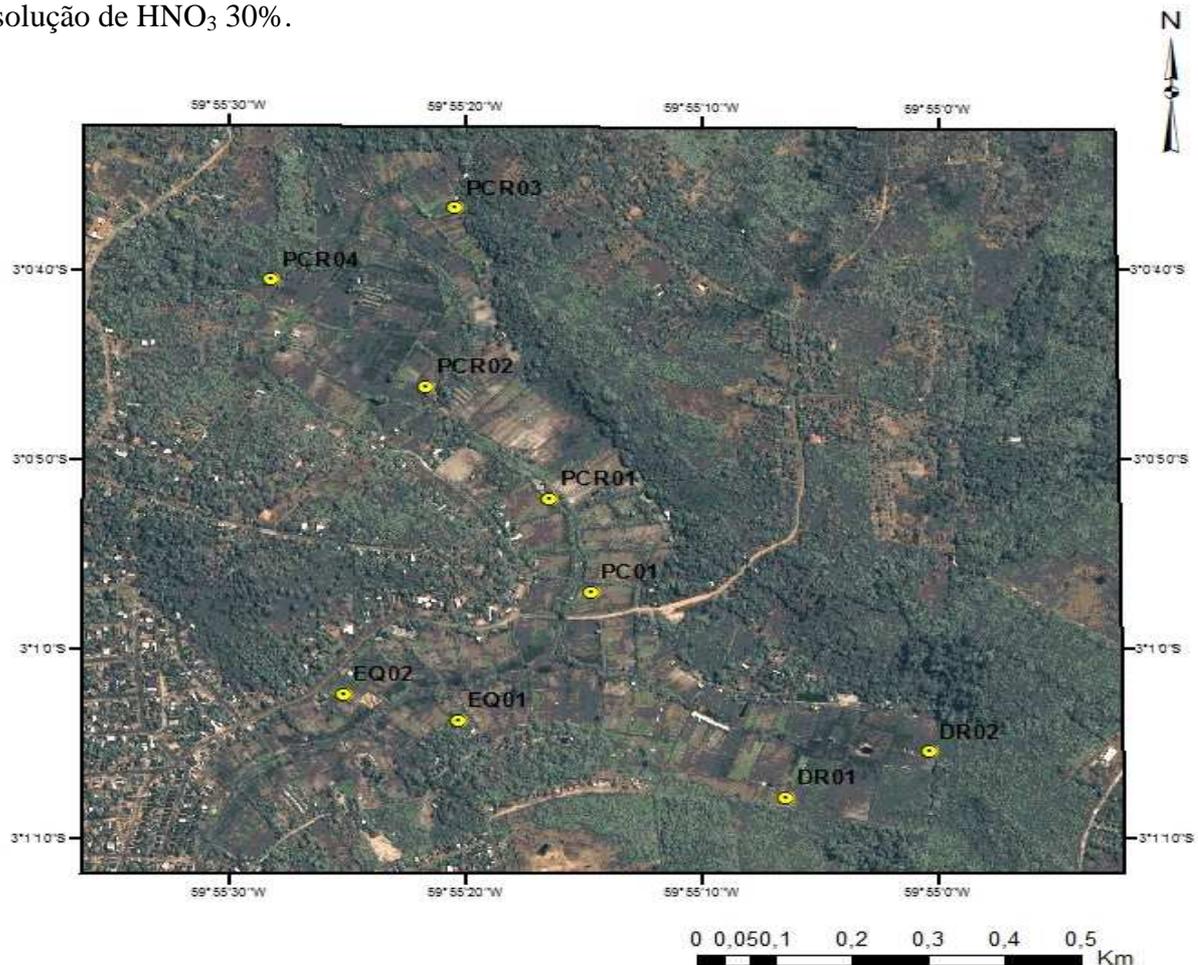


Figura 16: Pontos de amostragem de solo e hortaliças na CANE, situado ao longo da planície do curso d'água.

Hortalças: Foram realizadas quatro coletas de alface, cebolinha e coentro, duas no período seco (julho e outubro/2010) e duas no período chuvoso (janeiro e abril/2011) nos nove pontos de amostragem determinados, Figura 16. De cada hortalça e em cada ponto de coleta, pelo sistema randômico, foram coletadas 05 subamostras (parte aérea e raiz) que misturadas deram origem a 01 amostra (EMBRAPA, 2009). O critério de coleta foi maturidade da amostra, ou seja, em ponto de venda (cerca de 30-40 dias de cultivo).

As amostras foram armazenadas e transportadas em sacos de papel. E o total de amostras coletadas durante o estudo foi de 108 amostras que se duplicam na divisão entre parte aérea e raiz.

As amostras de controle para alface, cebolinha e coentro foram coletadas na Fazenda Experimental da UFAM, localizada no km 38 da BR 174 que liga Manaus/AM a Boa Vista/RR, cujo cultivo dessas hortalças é sem a utilização de agrotóxicos ou fertilizantes.

3.4 Análise química dos MPT

3.4.1 Preparação das amostras

Amostras de água: cada amostra foi preparada em triplicata, retirando-se alíquotas de 100,0 mL de água previamente filtrada (Millipore 0,45 μm de poro) para béquer de 250 mL, sendo adicionados 10 mL de HNO_3 concentrado bidestilado (Synth). “O béquer foi aquecido em banho-maria a 100 °C, até que o volume atingisse cerca de 10 mL, sendo transferido quantitativamente para balão volumétrico de 25,0 mL e o volume aferido com água desmineralizada” (SANTANA e BARRONCAS, 2007), brancos também foram preparados nas mesmas condições. Em seguida, as amostras digeridas foram armazenadas em frascos de polietileno previamente esterilizados com solução de HNO_3 30% e mantidas sob-refrigeração até o momento da leitura.

Amostras de solo: As 18 amostras de solo foram secas a sombra e peneiradas com peneira 0,42 mm (Aço inoxidável – Granutest). “A fração trocável foi obtida a partir da pesagem de 1,0000 g de amostra de solo e agitação por 16 h com 40 mL de ácido acético a $0,11 \text{ mol L}^{-1}$. Filtradas (Millipore 0,45 μm de poro) e armazenadas sob-refrigeração até a leitura dos MPT” (PEREIRA et al., 2007).

“A fração total foi obtida pesando-se 1,0000 g de amostra, posteriormente diluída em 40 mL de HCl/HNO₃ na proporção 3:1, permanecendo em repouso por 16 h em cadinho de teflon tampado com vidro de relógio. Seguido de aquecimento (80 °C), por 2 h. Filtradas e transferidas quantitativamente para balão volumétrico de 50 mL com aferição do volume usando água desmineralizada. Após a homogeneização, as soluções foram acondicionadas em frascos de polietileno previamente esterilizados com solução de HNO₃ 30% e mantidas sob-refrigeração até a leitura dos MPT” (PEREIRA et al., 2007).

As amostras foram obtidas em triplicata e brancos foram preparados nas mesmas condições. A metodologia adotada para o fracionamento por extração sequencial, na fase trocável foi desenvolvida pelo “*Standard, Measurements and Testing Program*” – BCR, adaptada de Pereira et al. (2007).

Amostras de hortaliças (parte aérea e raiz): “Após a coleta as amostras foram lavadas com água corrente e com água desmineralizada, em seguida secas em estufa de circulação a 65 °C até peso constante. A parte aérea foi separada da raiz e ambas trituradas em moinho do tipo Willye. De cada parte foram pesadas 0,5000 g em triplicata e digeridas com 10 mL de ácido nítrico concentrado bidestilado (Synth) em bloco digestor a 90 °C” (MALAVOLTA, 1997). As amostras digeridas foram filtradas, transferidas quantitativamente para balão volumétrico de 50 mL e o volume aferido com água desmineralizada. Posteriormente foram armazenadas em frascos desmineralizados, sob-**refrigeração** até a

medida de MPT. O mesmo procedimento foi realizado para as amostras de controle e os brancos.

3.4.2 Leitura dos MPT

As concentrações de Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn foram medidas em Espectrômetro de Absorção Atômica (GBC, AAS 932 *Plus*, Austrália), utilizando chama ar-acetileno, com modo de medida por integração, triplicatas, modo de calibração - método dos mínimos quadrados com $R^2 \geq 0,995$. Os reagentes usados em grau analítico e as soluções estoques dos cátions de metais pesados, 1.000 mg L^{-1} , foram preparadas a partir de padrões Specsol rastreáveis ao NIST. As condições para cada elemento estão descritas na Tabela 7.

Tabela 7 - Condição de leitura de cada MPT na espectrometria de absorção atômica de chama

MPT	Comprimento de onda (λ) nm	Curva de calibração (mg L^{-1})
Cd	228,8	0,1 – 1,8
Pb	217,0	0,2 – 20,0
Co	240,7	0,1 – 9,0
Cu	324,7	0,1 - 5,0
Fe	248,3	0,1 – 10,0
Mn	279,5	0,1 - 3,6
Ni	232,0	0,2 – 8,0
Zn	213,9	0,1 – 1,5

Legenda: Sensibilidade do aparelho para os MPT em mg L^{-1} (Cd = 0,009; Co = 0,05; Cu = 0,025; Fe = 0,05; Mn = 0,02; Ni = 0,04; Pb = 0,06 e Zn = 0,008).

3.5 Análises físico-químicas de água e solo

Água: As análises de pH, Condutividade, Turbidez, Cor, STS, MO e Nitrogênio amoniacal (NH_4^+) foram realizadas na CPCRH do INPA. O valor de pH foi determinado com pH-metro (INSTRUTHERM, pH 2000, Brasil) calibrado em pH 4,0 e 6,8 a 25 °C (DIGIMED, Brasil), a condutividade elétrica com condutivímetro (INSTRUTHERM, CD 820, Brasil) calibrado em 1412 $\mu\text{S cm}^{-1}$ com solução de KCl a 25 °C. A turbidez foi medida utilizando a água coletada não filtrada, contra água destilada em turbidímetro (ALFAKIT) a 420 nm de comprimento de onda em transmissão. A cor foi analisada por Espectrofotometria UV/VIS Spectrophoto-Meter Hitashi 1100 em absorvância de 450 nm. A determinação dos STS foi realizada por diferença de peso, com utilização de filtros de microfibras de vidro (Whatman 47 mm) pesados e secos em estufa a 105 °C antes e depois do processo de filtração. Para a MO utilizou-se aquecimento em certo intervalo de tempo, baseando-se na perda de matéria orgânica por diferença de peso (DIAS e LIMA, 2004), com a calcinação dos filtros entre 250 e 500 °C e o NH_4^+ medido em Espectrofotômetro UV/VIS Spectrophoto-Meter Hitashi com auxílio do FIA em absorvância de 410 nm.

Solo: Após a coleta as amostras foram secas a sombra, e 500 g encaminhadas a EMBRAPA/AM para caracterização físico-química: pH em água, C, MO, P, K, Na, Ca, Mg, Al, acidez potencial ($\text{H}^+\text{+Al}$), soma de bases trocáveis (SB), capacidade de troca catiônica efetiva (t), capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), índice de saturação por bases (V) e por alumínio (m). A classificação textural também foi realizada na EMBRAPA.

3.6 Análise bacteriológica de água

As análises bacteriológicas para classe de coliformes na água de irrigação foram realizadas como indicadores da presença de outros organismos causadores de problemas para a saúde, pelo método da membrana filtrante, cujas amostras foram filtradas em membrana de Millipore de acetato de celulose 0,45 µm. Os coliformes totais foram determinados utilizando meio de cultura padrão m-Endo MF Broth (líquido, DifcoTM) e coliformes fecais (*Escherichia coli*) com meio m-FC Broth base líquida (DifcoTM). Todas as análises foram feitas segundo recomendação da APHA, 1985 na CPCRH/INPA. As amostras foram transportadas em caixa térmica refrigerada do campo ao laboratório e foram analisadas num tempo médio de 2 a 3 h após a coleta.

3.7 Análise estatística dos dados

Todos os dados obtidos são apresentados na forma de média e desvio padrão calculados a partir de triplicatas. Os testes estatísticos foram realizados no *software* de domínio público *Action 2.2* (Estatcamp, Brasil).

Neste estudo foram utilizadas duas hipóteses estatísticas para tratar os dados de MPT. A primeira hipótese considerou as amostras dependentes, e foi usado o teste de t-pareado para comparar a concentração dos MPT nas amostras de água e solo retiradas de duas populações de dados (período seco e chuvoso) e avaliar as diferenças entre elas. O nível de significância utilizado foi de 5%. A segunda hipótese considerou as amostras independentes, usando-se o teste t que avalia a significância estatística das médias das amostras independentes para uma variável dependente. O nível de significância foi o mesmo usado no teste t-pareado. Para os dados de coliformes foi usado somente o teste t-pareado.

Especificamente para os MPT, foram construídos gráficos de *boxplot* como forma de avaliar e comparar a distribuição das amostras, ou seja, a dispersão dos dados e sua simetria, além de verificar a existência de *outliers* (pontos fora do conjunto de dados).

Histogramas foram apresentados para traçar comparativos entre as médias das concentrações de MPT do período seco e chuvoso. A correlação de *Pearson* foi utilizada para cruzar os dados obtidos a fim de medir o grau de relação linear entre as variáveis (MPT e propriedades físico-químicas), adotando como correlação forte os valores de $r \geq 0,50$ (HAIR et al, 2009).

Os dados obtidos de solo foram tabulados em uma matriz segundo o número de amostras, sendo analisados pela técnica exploratória dos componentes principais (PCA), com o objetivo de identificar quais metais pesados tiveram maior peso na formação dos grupos e para reforçar as correlações de *Pearson*. O PCA foi aplicado após a matriz de dados ser submetida ao teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov (HANI e PAZIRA, 2011), sendo a distribuição considerada normal com os valores de $p > 0,05$. Para a interpretação dos resultados obtidos pelo PCA foram considerados apenas aqueles autovalores > 1 que são considerados de interesse para a interpretação dos dados estatísticos.

4. Resultados e Discussões

4.1 Análise dos MPT na água de irrigação

As concentrações médias de Cd, Cu, Fe, Mn e Zn nos três corpos hídricos estudados apresentam valores acima do recomendado pela resolução 357/2005 do CONAMA, Tabela 8, independentemente do período de coleta (seco ou chuvoso) e apenas as concentrações médias de Cu e Zn apresentaram-se abaixo do limite permitido pelo MS/2011 para controle da qualidade da água.

Tabela 8 - Concentração média de MPT (mg L^{-1}) encontrada nas águas da CANE.

Tipo de água	Metais	Período		CONAMA	MS
		Seco	Chuvoso		
Poço (n=6)	Cd	0,268±0,193	0,338±0,011	0,001	0,005
	Co	1,759±0,765	0,110±0,126	0,05	-
	Cu	0,451±0,043	0,342±0,105	0,009	2
	Fe	1,215±0,693	0,864±0,483	0,3	0,3
	Mn	1,258±0,347	1,404±0,984	0,1	0,1
	Ni	<LD	<LD	0,025	0,07
	Pb	1,520±1,351	<LD	0,01	0,01
	Zn	1,099±0,112	0,442±0,687	0,18	5
Cacimba (n=8)	Cd	0,249±0,133	0,572±0,149	0,001	0,005
	Co	2,202±0,602	<LD	0,05	-
	Cu	0,661±0,232	0,388±0,140	0,009	2
	Fe	1,872±0,872	0,583±0,426	0,3	0,3
	Mn	1,282±0,361	1,648±0,448	0,1	0,1
	Ni	<LD	<LD	0,025	0,07
	Pb	0,079±0,157	<LD	0,01	0,01
	Zn	1,210±0,543	0,197±0,394	0,18	5
Igarapé (n=14)	Cd	0,345±0,134	0,507±0,110	0,001	0,005
	Co	1,901±0,869	0,133±0,144	0,05	-
	Cu	0,556±0,227	0,304±0,093	0,009	2
	Fe	2,379±0,586	1,575±0,591	0,3	0,3
	Mn	1,739±0,476	1,784±0,499	0,1	0,1
	Ni	<LD	<LD	0,025	0,07
	Pb	<LD	0,420±0,823	0,01	0,01
	Zn	1,371±1,065	0,450±0,498	0,18	5

Legenda: Média \pm desvio padrão calculados do número n de pontos de coleta.

Entretanto, todos resultados de Ni estiveram abaixo do limite de detecção, 0,04 mg L⁻¹, Tabela 8. No caso do Pb houveram oscilações na distribuição, com concentrações médias bem acima das legislações nas amostras de poço e cacimba (período seco) e igarapé (período chuvoso), e resultados abaixo do limite de detecção 0,06 mg L⁻¹ no poço e cacimba (período chuvoso) e igarapé (período seco), Tabela 8. A presença esporádica de Pb nas águas superficiais da área de estudo indica claramente um processo pontual de contaminação pelo MPT, que auxiliado pelo processo de drenagem do período chuvoso para o seco, tem contaminado as águas subterrâneas (cacimba e poço). Isso porque entre pH 4 e 6 o Pb geralmente está complexado a matéria orgânica e é facilmente lixiviado (SHUQAIR, 2002).

O Co também apresentou valores de concentração média acima dos valores estipulados pelo CONAMA (2005) e MS (2011), com exceção das amostras de cacimba no período chuvoso, que apresentaram concentração média abaixo do limite de detecção 0,05 mg L⁻¹, Tabela 8.

Considerando as amostras como dependentes, os resultados do teste t-pareado, para comparar o comportamento dos MPT entre os períodos estudados, são: Cd ($p=0,008$), Cu ($p=0,001$), Co ($p=9,11 \times 10^{-7}$), Fe ($p=0,005$), Zn ($p=0,002$), Mn ($p=0,388$) e Pb ($p=0,146$).

Na segunda hipótese de amostras independentes, os resultados do teste t para comparação dos MPT entre os períodos foram muito similares aos do teste t-pareado, os resultados são: Cd ($p=0,001$), Cu ($p=0,002$), Co ($p=0,000$), Fe ($p=0,006$), Zn ($p=0,002$), Mn ($p=0,429$) e Pb ($p=0,619$).

Esses resultados demonstram que estatisticamente há diferenças na concentração média, para a maioria dos metais do período seco para o chuvoso, com exceção ao Mn e Pb. No caso do Pb, o número reduzido de amostras em que foi detectado, dificultou a análise global e os dados estatísticos foram desconsiderados. Já para o Mn as concentrações são muito próximas nos dois períodos analisados.

Aplicado também para comparar o comportamento dos MPT entre os corpos hídricos, o teste t-pareado apresentou ao nível de significância de 5%, valores de $p > 0,05$ para todas as correlações: Cd ($p=0,228, 0,551, 0,880$), Co ($p=0,398, 0,654, 0,764$), Cu ($p=0,721, 0,364, 0,073$), Fe ($p=0,151, 0,751, 0,199$), Mn ($p=0,074, 0,439, 0,315$) e Zn ($p=0,481, 0,770, 0,140$), indicando que não há diferenças estatísticas entre os corpos hídricos.

Numa segunda hipótese, considerando as amostras independentes, o teste t foi aplicado, para averiguar o comportamento dos MPT entre os corpos hídricos, independente do período amostrado e os resultados são: Cd (0,633; 0,396; 0,946); Co (0,957; 0,962; 0,923); Cu (0,544; 0,550; 0,848); Fe (0,825; 0,504; 0,279); Mn (0,620; 0,354; 0,112) e Zn (0,930; 0,870; 0,832), o que confirma que estatisticamente não há diferenças entre corpos hídricos sejam as amostras tratadas como dependentes ou independentes.

As concentrações médias de Cd, Co, Cu, Pb e Zn variaram consideravelmente, do período seco para o chuvoso, independentemente do local amostrado, Figura 17. Como a distribuição de metais está diretamente ligada ao logaritmo da concentração e a distância (LIN et al., 2012), aliado ao fato do solo da área ser de textura arenosa (94,75% areia), a água de toda a região se encontra contaminada por MPT. Independente do corpo hídrico há variações significativas entre os períodos analisados, muito provavelmente em decorrência do processo de escoamento superficial ocasionado pelas chuvas ou pela solubilização ocasionada pelo maior volume de água e possíveis variações de pH (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

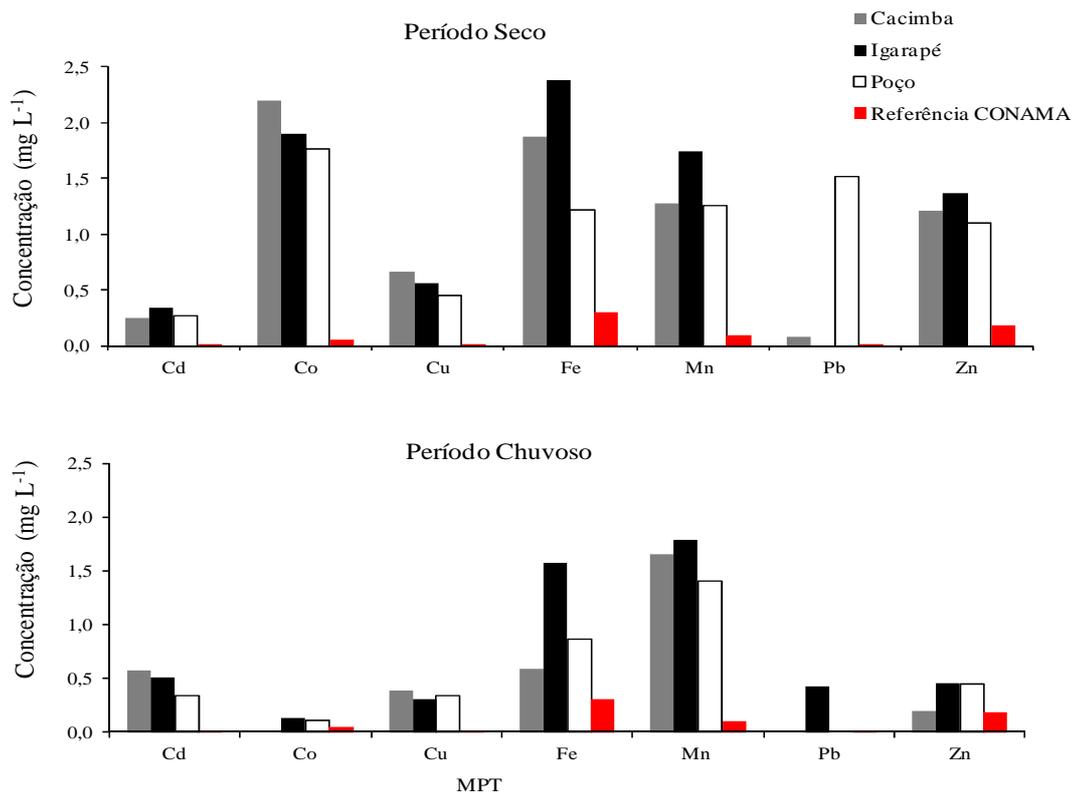


Figura 17: Histograma comparativo das concentrações de MPT presente nas águas da CANE.

Os dados de MPT apresentam *outliers* (valores fora do conjunto de dados) apenas para o Cd (0,053 e 0,425 mg L⁻¹) e Pb (0,314; 0,002; 0,772 e 2,168 mg L⁻¹), os demais metais possuem caixa com medianas deslocadas do centro (Figura 18). Os dados do *boxplot* mostram grande diferença nos valores de máximos e mínimos, que sugerem uma variação considerável no grau de contaminação por alguns metais ao longo dos períodos estudados. As medianas de todo período amostrado, para os dados dos três corpos hídricos, mostram a seguinte ordem de concentração dos metais: poço e cacimba, Mn > Fe > Zn > Co > Cu > Cd > Pb; igarapé, Fe > Mn > Zn > Co > Cd > Cu > Pb.

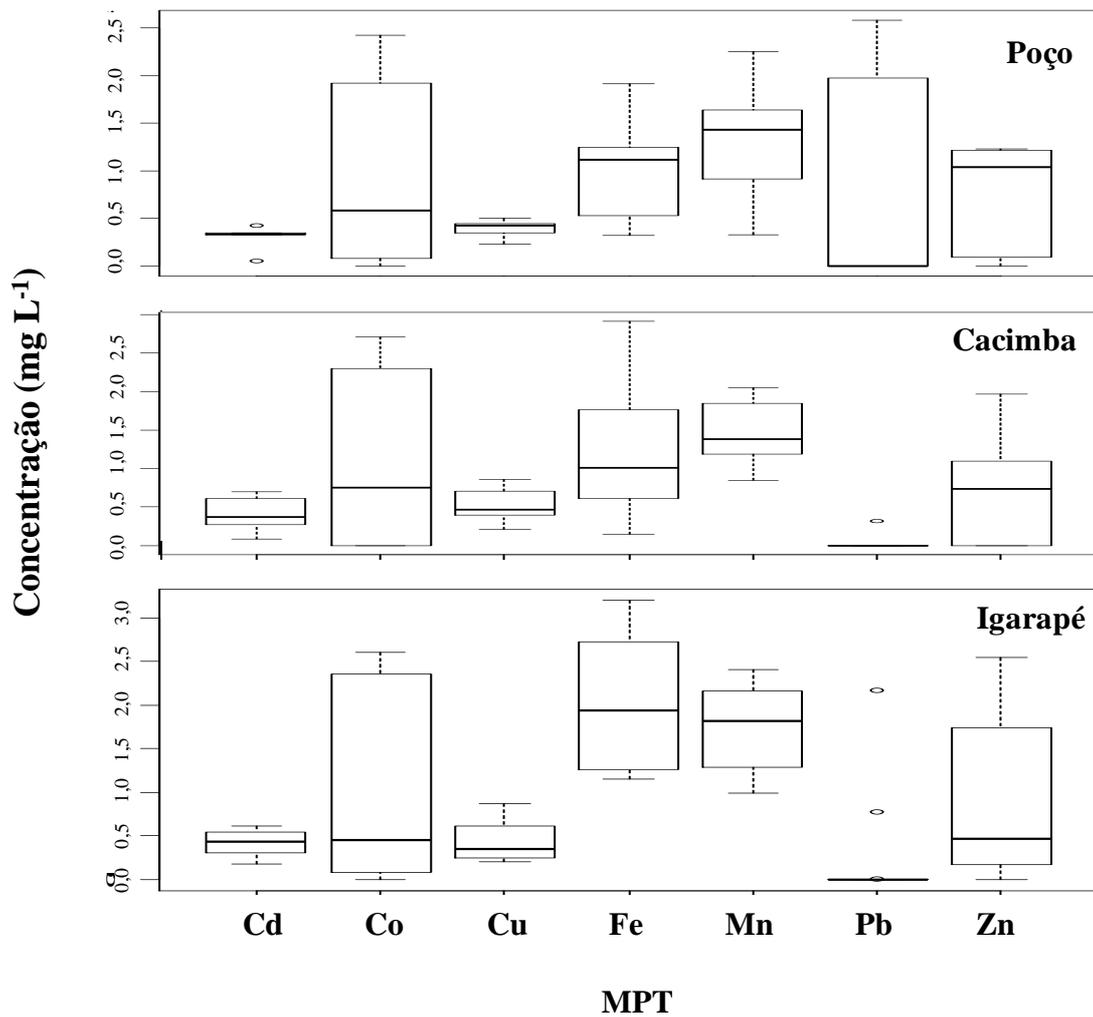


Figura 18: *Boxplot* relativo à concentração geral dos MPT em todo o período amostrado na água de irrigação (poço, cacimba e igarapé).

De acordo com a literatura, altas concentrações de MPT em águas de irrigação podem causar menor crescimento e baixa atividade metabólica nas hortaliças cultivadas, havendo de modo geral, hiperacumulação dos MPT na parte comestível, de espécies como cebolinha, coentro e alface (BHARGAVA et al., 2012; GUPTA et al., 2011; SOUDEK et al., 2009; VERKLEIJ et al., 2009; ZHUANG et al., 2009).

Segundo Huong et al. (2008) e Arora et al. (2008) altas concentrações de MPT em água de irrigação representam risco para saúde dos consumidores que vão se alimentar das hortaliças irrigadas com estas águas contaminadas. Uma vez que a água e a alimentação são os principais meios de obtenção de nutrientes, bem como, a maior via de exposição a vários MPT. Além disso o trabalho de Arora et al. (2008) comprova que a absorção de metais por plantas irrigadas com água contaminada é maior.

A Tabela 9, traz dados de MPT existentes na literatura de águas residuárias de indústrias utilizadas na irrigação de hortaliças (AHMAD e GONI, 2010; NAYEK et al., 2010; TIWARI et al., 2011) e água sem tratamento de área densamente povoada (SHARMA et al., 2006), comparados com a média geral de MPT na água de irrigação da CANE.

Tabela 9 - Concentração de MPT (mg L⁻¹) em águas utilizadas na irrigação de hortaliças

MPT	CANE	Tiwari et al., 2011	Nayek et al., 2010	Ahmad e Goni, 2010	Sharma et al., 2006
Cd	0,38±0,13	4,31±0,11	0,03±0,02	0,06±0,04	0,03±0,01
Co	1,221±1,01	-	-	-	-
Cu	0,45±0,13	6,71±0,23	0,76±0,02	2,17±0,46	0,04±0,03
Fe	1,41±0,66	25,09±1,17	8,62±0,58	4,94±0,45	-
Mn	1,52±0,23	9,16±0,52	0,77±0,04	-	-
Ni	<LD	5,32±0,36	-	0,19±0,05	0,07±0,01
Pb	0,67±0,75	4,86±0,08	0,36±0,04	0,21±0,05	0,26±0,08
Zn	0,79±0,49	12,58±0,91	0,72±0,02	0,95±0,40	0,30±0,33

Legenda: CANE (média geral dos MPT na água de irrigação).

Observa-se que com exceção ao Ni cujos valores estão abaixo do limite de detecção e o Co não analisado nos trabalhos citados, os valores dos MPT encontrados na CANE são altos, quando comparados com outros trabalhos em regiões contaminadas, uma vez que a comunidade não se encontra em área industrial, e suas potenciais fontes de contaminação por MPT são o lixo acumulado em pontos da comunidade, esgoto doméstico e o uso sucessivo de agroquímicos.

No entanto, a problemática está no fato de a água não ser utilizada somente para a irrigação. As águas dos poços e cacimbas também são utilizadas para consumo próprio, bem como a do igarapé para lavagem de alimentos.

4.2 Análise bacteriológica da água de irrigação

Os resultados das análises bacteriológicas são caracterizados pela presença de coliformes fecais e totais em praticamente todas as amostras de água coletadas (Figura 19), constando ausência de coliformes fecais (*Escherichia coli*) apenas em águas de alguns poços. Assim, 89,3% das águas dos três corpos hídricos, da CANE, utilizadas na irrigação são consideradas impróprias para uso na cultura de hortaliças. A presença de coliformes fecais (*Escherichia coli*), segundo o MS implica em perda de padrão microbiológico, violando a Portaria N° 2.914/2011 que recomenda ausência em 100 mL de água.

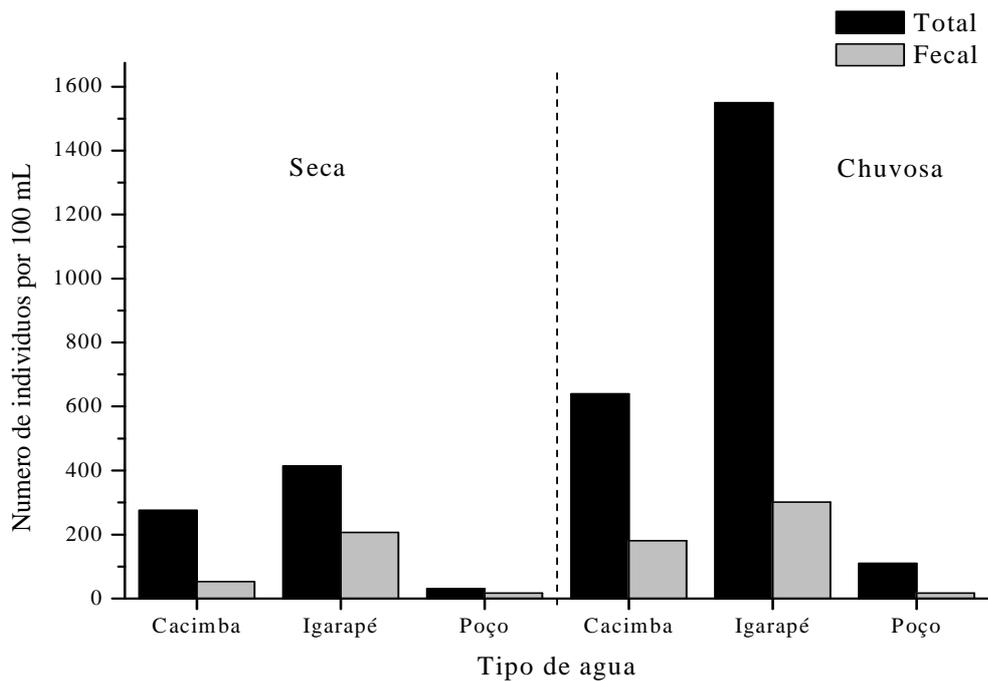


Figura 19: Coliformes fecais e totais em igarapé, poço e cacimba das águas de irrigação da CANE.

O teste t-pareado realizado para coliformes fecais entre os corpos hídricos, considerando que as amostras são dependentes, por se tratar do mesmo manancial, confirma que não há diferenças estatísticas significativas de contaminação entre poço, cacimba e igarapé, cujos resultados são: $p = 0,363$, $0,098$ e $0,109$. Assim apesar de óbvia a recomendação de se procurar estabelecer associação entre água contaminada e a ocorrência de agravos na população, uma vez que é muito bem reconhecida a relação entre água contaminada e doenças, os três corpos hídricos estudados disseminam por toda a região de cultura das hortaliças, contaminação bacteriológica, não podendo ser desconsiderado os processos naturais de transporte de água.

Os resultados preocupam em virtude de estudos como de Fonseca et al. (2011); Ndiaye et al. (2011) e Rosas et al. (2012), mostrarem a entrada de *Escherichia coli* na cadeia alimentar, via hortaliças irrigadas com água contaminada, associado à falta de padrão sanitário em decorrência do manuseio, transporte e pós-colheita das hortaliças. Essa prática aumenta significativamente os valores de coliformes nas hortaliças folhosas como alface e coentro, consumidas cruas.

A Figura 19 mostra também aumento significativo na dispersão das quantidades de coliformes totais e fecais do período seco para o chuvoso na água da cacimba e igarapé. Para as amostras coletadas no poço, observa-se o inverso; ou seja, do período seco para o chuvoso ocorreu uma redução. Apesar dessa dispersão o teste de t-pareado indica que não há diferença significativa no poço ($p = 0,35$) e igarapé ($p = 0,08$) de um período para outro no nível de contaminação bacteriológica. Por outro lado, a água da cacimba tem seu nível de contaminação diferenciado do período seco para o chuvoso ($p = 0,003$).

No caso dos igarapés a falta de saneamento básico explica a alta diferença e dispersão dos dados, por se tratar de contaminação direta. Entretanto, os valores máximos e mínimos relativos às cacimbas e poços são estreitos demonstrando a baixa dispersão dos valores de coliformes fecais e totais. No período das chuvas, com o aumento do volume de água, o contato direto entre as águas de cacimba e igarapé, causa aumento na contaminação das cacimbas, em virtude da alta contaminação das águas dos igarapés principalmente pelo contato com lixo, lixiviação, entre outras, explicando o resultado do teste t-pareado. No caso dos poços o resultado confirma a contaminação das águas subterrâneas.

4.3 Análise físico-química da água de irrigação

Os resultados das análises físico-químicas são apresentados na Tabela 10 e de maneira geral ocorreram valores pontuais em não conformidade com as especificações de qualidade da água segundo a Resolução 357/05 do CONAMA e parâmetros de potabilidade da Portaria N° 2.914/2011 do MS.

Tabela 10 – Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos na água de irrigação da CANE

Tipo de água	Parâmetro	Período	
		Seco	Chuvoso
Poço (n=6)	pH	4,85±0,08	5,15±0,01
	Condutividade	18,08±0,75	19,84±1,55
	Cor	1,62±0,18	19,20±0,00
	Turbidez	0,52±0,00	0,00±0,00
	MO	0,02±0,00	0,10±0,00
	STS	0,00±0,00	0,00±0,00
	NH ₄ ⁺	0,05±0,00	0,07±0,00
Cacimba (n=8)	pH	5,61±0,13	7,13±0,02
	Condutividade	86,49±1,38	219,80±6,48
	Cor	23,66±0,40	4,24±0,43
	Turbidez	1,04±0,00	0,26±0,00
	MO	0,02±0,00	0,10±0,00
	STS	0,01±0,00	0,00±0,00
	NH ₄ ⁺	0,10±0,00	0,97±0,00
Igarapé (n=14)	pH	6,59±0,26	6,67±0,02
	Condutividade	225,08±3,65	178,66±6,18
	Cor	120,91±0,23	93,11±0,06
	Turbidez	2,41±0,00	1,26±0,00
	MO	0,02±0,00	0,11±0,00
	STS	0,01±0,00	0,00±0,00
	NH ₄ ⁺	0,28±0,01	3,01±0,00

Legenda: n = número de amostras coletadas em cada período.

Tabela 11 - Matriz de coeficiente de correlação de *Pearson* para análises de variáveis das águas nos períodos seco e chuvoso

	pH	CE	Cor	Turb.	MO	STS	NH ₄ ⁺	Cd	Co	Cu	Fe	Mn	Pb
Período seco													
CE	0,471												
Cor	0,044	0,670											
Turb.	-0,075	0,571	0,856										
MO	0,065	0,311	0,604	0,481									
STS	0,037	0,585	0,939	0,920	0,651								
NH₄⁺	0,684	0,756	0,330	0,218	0,214	0,301							
Cd	0,076	0,475	0,533	0,622	0,368	0,553	0,365						
Co	-0,571	-0,387	-0,291	-0,276	-0,492	-0,387	-0,405	-0,593					
Cu	0,446	0,152	-0,169	-0,438	0,174	-0,239	0,363	-0,026	-0,380				
Fe	0,599	0,536	0,203	0,203	0,049	0,241	0,541	0,203	-0,541	0,212			
Mn	0,024	0,384	0,563	0,559	0,206	0,457	0,151	0,078	0,110	-0,512	-0,097		
Pb	0,419	0,077	-0,039	-0,089	0,176	-0,169	0,104	0,012	0,219	0,195	-0,029	0,374	
Zn	0,319	-0,028	-0,227	-0,332	-0,150	-0,254	0,180	-0,060	-0,214	0,103	0,021	-0,075	0,163
Período chuvoso													
CE	0,385												
Cor	0,535	0,133											
Turb.	0,528	0,203	0,385										
MO	0,371	-0,036	0,514	0,475									
STS	0,357	-0,077	0,512	0,476	0,995								
NH₄⁺	0,320	0,369	0,564	-0,029	0,470	0,449							
Cd	0,509	0,187	0,327	0,547	0,105	0,147	0,099						
Co	0,064	0,324	-0,471	-0,384	-0,249	-0,305	0,150	-0,215					
Cu	-0,150	-0,263	-0,146	-0,004	-0,412	-0,366	-0,431	0,015	0,483				
Fe	0,208	0,271	0,271	0,012	0,128	0,103	0,415	-0,308	0,180	0,105			
Mn	0,016	0,247	0,077	-0,062	-0,373	-0,376	-0,008	0,216	0,122	-0,011	-0,067		
Pb	-0,203	0,311	-0,218	-0,213	-0,101	-0,148	0,088	-0,483	0,139	0,064	0,343	0,015	
Zn	-0,011	0,007	0,201	0,162	-0,223	-0,254	0,001	0,082	0,008	-0,165	0,051	0,417	-0,028

Legenda: Turb. = Turbidez. Não foram considerados corpos hídricos separados, os dados foram cruzados usando a média geral.

O aumento de substância orgânicas dissolvidas na água implica na adição de ligantes naturais que são capazes de formação complexos com os mais diversos íons metálicos existentes no ecossistema aquático. Outro aspecto inerente à matéria orgânica dissolvida é sua

capacidade de modificar a cor da água, bem como a condutividade elétrica. A ionização das substâncias orgânicas dissolvidas está diretamente relacionada com a constante de ionização dos ácidos húmicos e fúlvicos; duas substâncias formadas no processo de degradação da matéria orgânica natural.

A média dos dados de pH obtidos (Tabela 10) apresenta: i) baixa variação entre os períodos amostrados nas águas do igarapé, com valores relativamente altos em relação às águas pretas da região amazônica (ROCHA e HORBE, 2006; PINTO et al., 2009); ii) variação dentro do esperado para as águas dos poços em relação à literatura (SILVA et al., 2007) e iii) um aumento considerável do período seco para o chuvoso nas águas de cacimba, variação que possivelmente ocorre pelo contato das águas do igarapé com as águas de cacimba no período das chuvas, aumentando os valores de pH.

Essa hipótese pode ser mais bem visualizada com a comparação dos valores de pH nos três corpos hídricos, onde se tem a nítida relação entre os valores de pH e a profundidade desses corpos hídricos, com os valores de pH aumentando à medida que diminui a profundidade.

No período seco, os resultados são caracterizados por ter valor de pH fortemente correlacionado com NH_4^+ , Fe e Co. Um aumento médio geral no valor de pH de cerca de uma unidade (5,35 – 6,31) entre o período seco e chuvoso, foi suficiente para mudar essas correlações. O aumento médio do valor de pH sugere que as condições ambientais são alteradas de modo a por exemplo converter $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$, que por sua vez, formam oxihidróxidos de ferro insolúveis, e $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$; formar espécies hidroxiladas de Co^{2+} e Cd^{2+} (TROEH e THOMPSON, 2007; BRANDELERO et al., 2010).

A condutividade elétrica para as águas do poço possui médias muito próximas entre si (Tabela 10). Esse comportamento permite afirmar que não há aumentos significativos na carga iônica das águas do poço de um período para o outro. Em princípio, sua carga iônica é

unicamente proveniente do processo de solubilização dos minerais contidos no seu lençol freático. O mesmo não pode ser dito para as águas da cacimba e do igarapé, seus valores mostram distribuições assimétricas nos dois períodos sazonais amostrados. Muito embora, na cacimba ocorra o efeito da diluição com redução significativa do valor da condutividade elétrica. Esse resultado mostra que, diferentemente das águas dos poços, as cacimbas recebem a influência das águas das chuvas e possivelmente dos igarapés.

Apesar de ter médias próximas, as condutividades elétricas das águas dos igarapés apresentam duas distribuições diferentes, uma maior no período seco, típica de alta dispersão da carga iônica nas águas dos igarapés e outra um pouco menor no período chuvoso. Tal comportamento sugere que o processo natural de diluição devido às águas da chuva não é suficiente para reduzir a alta carga iônica que é transportada nos igarapés existentes na área de estudo. Em princípio, essas características explicam as correlações de *Pearson* referente à condutividade no período seco, observada para cor, turbidez, STS, Fe e NH_4^+ .

A MO mostra comportamentos esperados, na seca, concentrações menores ($0,0070$ a $0,0300 \text{ mg L}^{-1}$) e na chuvosa, maiores ($0,0963$ a $0,1285 \text{ mg L}^{-1}$), explicado devido ao aporte de inúmeras substâncias provenientes da lixiviação causada pelas chuvas, que torna presumível as correlações de *Pearson* fortes com STS e cor. As poucas correlações observadas indicam que a MO praticamente não exerce muita influência na disponibilidade dos MPT, logo se supõe que, os íons de MPT não se encontram complexados aos ligantes existentes nas substâncias húmicas que compõem a matéria orgânica dissolvida.

As correlações de *Pearson* observadas de STS com cor, condutividade, turbidez, MO e Cd nos períodos seco e chuvoso mostram que esta variável é importante para avaliar a qualidade da água da Comunidade Agrícola Nova Esperança. O decréscimo ou aumento dos valores de STS é diretamente relacionado ao processo de diluição que ocorre naturalmente do

período seco para o chuvoso, conseqüentemente uma diminuição na condutividade, turbidez e MO acarreta diminuição proporcional do STS nos corpos hídricos.

Outras fortes correlações positivas ou negativas foram encontradas no período seco, cor-Mn, turbidez-Mn; STS-Cd, turbidez-Cd, Cd-Co, Co-Fe, Cu-Mn. As correlações de *Pearson* mostram que os MPT estudados praticamente não possuem relação com as variáveis que influenciam em sua disponibilidade no ecossistema agrícola. Em termos de correlações entre si, dos MPT foram poucas indicando que suas fontes são difusas no ecossistema da Comunidade Agrícola Nova Esperança.

4.4 Análises físico-químicas e de MPT no solo

Os dados da Tabela 12 mostram que o solo da CANE possui uma composição textural média de 94,75% de areia, 2,80% de silte e 2,45% de argila.

Tabela 12 - Classificação textural do solo da CANE

Amostras	Areia Grossa	Areia Fina	Areia Total	Silte	Argila	Classificação Textural do Solo
	2,00-0,20 mm	0,20-0,05 mm	2,00-0,05 mm	0,05-0,002 mm	> 0,002 mm	
(g/kg)						
DR 01	747,00	213,90	960,90	13,35	25,75	AREIA
DR 02	739,35	215,39	954,74	28,01	17,25	AREIA
EQ 01	705,66	224,76	930,42	38,08	31,50	AREIA
EQ 02	742,42	204,79	947,21	28,29	24,50	AREIA
PC 01	748,87	200,59	949,46	29,79	20,75	AREIA
PCR 01	709,46	235,67	945,13	31,87	23,00	AREIA
PCR 02	684,25	261,77	946,02	27,73	26,25	AREIA
PCR 03	710,27	243,06	953,33	22,67	24,00	AREIA
PCR 04	690,91	249,84	940,75	32,25	27,00	AREIA

Legenda: n = 09; análise realizada em triplicata.

Os valores de MPT total e disponível, encontrados no solo da CANE no período seco e no período chuvoso, são apresentados na Tabela 13. A alta concentração na fração disponível pode ser explicada pela composição textural média do solo da comunidade. Essas características, em condições normais dificultariam a retenção de água e nutrientes pelo solo, tornando necessário o uso intensivo de agroquímicos (TROEH e THOMPSON, 2007).

De maneira geral, a fração disponível de MPT em relação à concentração total no período seco está em média 47,64%, com valor máximo de 59,79% para Cu e mínimo 31,86% para Fe. No período chuvoso a média de MPT é de 53,32%, com valor máximo de 73,76% para Zn e mínimo de 40% do Cd. O Pb foi a exceção com valores abaixo do limite de detecção.

Tabela 13 - Teor de MPT na fração disponível e total em mg kg^{-1} , nas amostras de solo da CANE, coletadas no período seco e chuvoso

MPT	Período Seco				Período Chuvoso			
	Fração Disponível	CV (%)	Fração Total	CV (%)	Fração Disponível	CV (%)	Fração Total	CV (%)
Cd	19,20±4,80	25,00	38,00±8,50	22,37	14,40±3,20	22,22	36,00±8,00	22,22
Co	116,00±18,40	15,86	224,00±30,00	13,39	84,80±22,80	26,89	209,50±29,00	13,84
Cu	84,00±5,60	6,67	140,50±19,00	13,52	84,80±10,00	11,79	137,00±16,00	11,68
Fe	109,60±21,60	19,71	344,00±33,00	9,59	127,20±5,20	4,09	313,00±13,00	4,15
Mn	83,60±7,20	8,61	142,50±15,00	10,53	92,40±11,20	12,12	146,50±20,50	13,99
Ni	159,20±17,60	11,06	297,50±17,50	5,88	158,40±19,60	12,37	276,00±22,00	7,97
Pb *	33,60±3,20	9,52	86,00±43,50	50,58	<LD	<LD	56,00±31,00	55,33
Zn *	14,00±12,00	85,71	39,00±18,00	46,15	24,80±12,40	50,00	38,60±10,50	27,00

Em princípio atribui-se os altos valores de CV do Pb ao fato de o MPT ter sido detectado apenas em três amostras por período. Assim, com um conjunto de dados reduzido, qualquer valor discrepante aumenta o valor do CV. No caso do Zn os altos valores do CV indicam a possibilidade de algum erro na leitura do MPT ou contaminação no preparo das amostras.

A Figura 21 mostra o percentual disponível em relação ao total, cujo teor de MPT disponível indica que altas concentrações de MPT são passíveis de serem absorvidas pelas plantas. Nota-se que do período seco para o chuvoso a fração disponível apresentou três comportamentos em termos de concentração: i) Cd e Co reduziram; ii) Cu e Ni similares e o iii) Fe, Mn e Zn aumentaram.

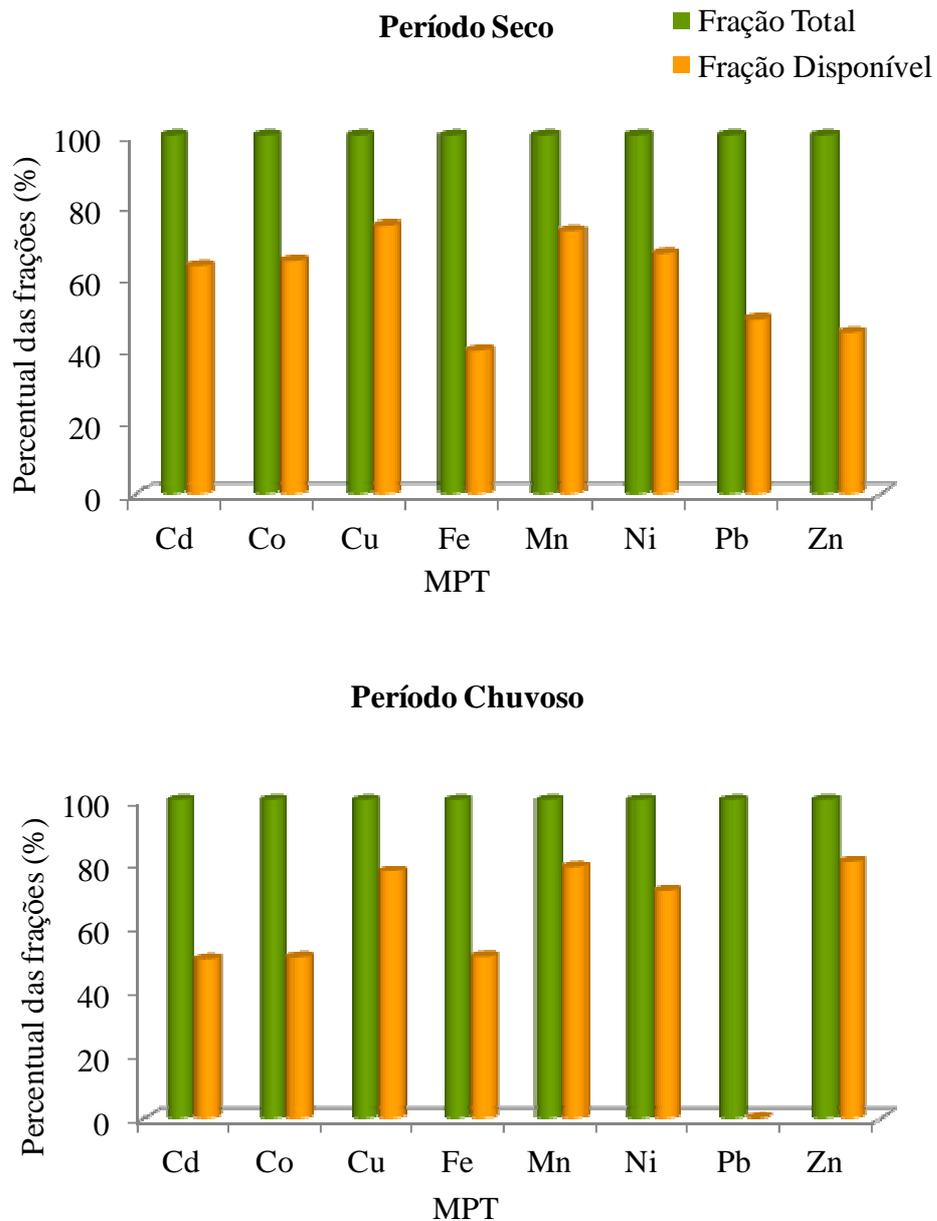


Figura 21: Percentual da fração disponível para absorção das plantas em relação ao total de MPT no solo.

Os níveis de MPT têm implicações diretas e indiretas sobre a saúde humana, pois quando comparados aos valores de referência da Resolução CONAMA 420/2009 e CETESB (Tabela 14), constata-se que Cd, Co e Ni estão muito acima do valor de intervenção agrícola. Esses resultados associados aos coeficientes de variação revelam uma alta variabilidade na distribuição dos MPT.

Tabela 14 - Valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas no Brasil em mg kg^{-1} (peso seco)

Metais Potencialmente Tóxicos (MPT)	Ref. de Qualidade (1)	Prevenção (1 e 2)	Intervenção Agrícola (1 e 2)
Cd	<0,5	1,3	3
Co	13	25	35
Cu	35	60	200
Fe	-	-	-
Mn	-	-	-
Ni	13	30	70
Pb*	17	72	180
Zn	60	300	450

Legenda: (1) CETESB/2005; (2) CONAMA 420/2009.

Referência de Qualidade é a concentração de determinada substância no solo que define um solo como limpo.

Prevenção é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo.

Intervenção é a concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana.

As altas concentrações de Cd estão associadas à utilização de fertilizantes fosfatados; o Cu aos nitrogenados e agrotóxicos e o Ni necessita de uma investigação (LIU et al., 2011). O Pb apresentou altas concentrações pontuais, provavelmente em virtude da prática de despejar resíduos sólidos urbanos (lixo) nas proximidades da área de cultivo (SANTANA e BARRONCAS, 2007; OLIVEIRA e SANTANA, 2010). O Zn, principal fonte no meio agrícola é oriunda de esterco de animais (LUO et al., 2012). Entretanto, apesar do Zn apresentar valores dentro do limite de especificação da qualidade do solo e abaixo dos valores encontrados na literatura, seus CV foram muito altos, o que inviabiliza qualquer suposição acerca da possível fonte de contaminação por Zn.

As concentrações observadas para as frações disponíveis confirmam que os níveis de MPT totais obtidos quando comparadas com a literatura (Tabela 15) indicam a contaminação do solo da CANE por Cd, Cu e Ni.

Tabela 15 - Estudos relacionados ao teor de MPT total (mg kg^{-1}) em solos agrícolas

MPT	¹ Fernandes et al., 2007	² Cheng et al., 2007	³ Ahmad e Goni, 2010	⁴ Ghrefat et al., 2012	⁵ CANE
Cd	6,53±3,10	0,20±0,17	11,42±4,63	4,60±1,40	37,00±8,25
Co	-	-	-	-	216,75±29,50
Cu	13,18±17,10	27,88±14,84	39,14±5,36	47,70±80,30	138,75±17,50
Fe	148,69±358,38	-	1715,82±421,33	24084,00±6422,60	328,50±23,00
Mn	367,00±291,00	-	-	935,90±1406,50	144,50±17,75
Ni	23,96±16,80	27,14±22,70	58,16±18,15	48,30±13,30	286,75±19,75
Pb	5,23±7,80	33,14±18,47	49,71±3,32	58,40±8,30	71,00±37,25
Zn	41,88±34,50	87,66±47,86	115,43±7,75	91,10±34,00	38,80±14,45

Legenda: 1. Solo de produção agrícola, Brasil; 2. Solo de comunidade agrícola influenciada por vizinhança industrial, China; 3. Solo agrícola em zona industrial, Bangladesh; 4. Solo agrícola próximo de rio, Jordânia. 5. Média dos períodos amostrados.

Estatisticamente os dados de MPT disponível e total no solo foram tratados sob duas hipóteses: amostras dependentes (usado teste t-pareado com nível de significância de 5%) e amostras independentes (usado teste t com nível de significância de 5%). Com exceção ao Pb cujos valores encontrados foram pontuais, não submetidos aos testes estatísticos, todos os MPT sejam, disponíveis ou total, usando teste t ou t-pareado apresentaram $p > 0,05$. Assim, estatisticamente não há diferenças significativas na distribuição de MPT no solo do período seco para o chuvoso, o que é perfeitamente plausível em virtude do processo de lixiviação e drenagem natural deste solo arenoso (TROEH e THOMPSON, 2007). Não é possível tecer comparações acerca do aumento ou redução dos níveis de MPT encontrados no solo da comunidade, porque não foram realizados estudos anteriores que mensurassem essas variáveis.

O gráfico *boxplot* mostra a variabilidade entre os MPT ao longo do estudo, Figura 22. As medianas revelam que diferentes níveis de MPT de acordo com a fração: **disponíveis** $Ni > Fe > Co > Mn > Cu > Zn > Cd > Pb$ e **totais** $Fe > Ni > Co > Mn > Cu > Cd > Zn > Pb$.

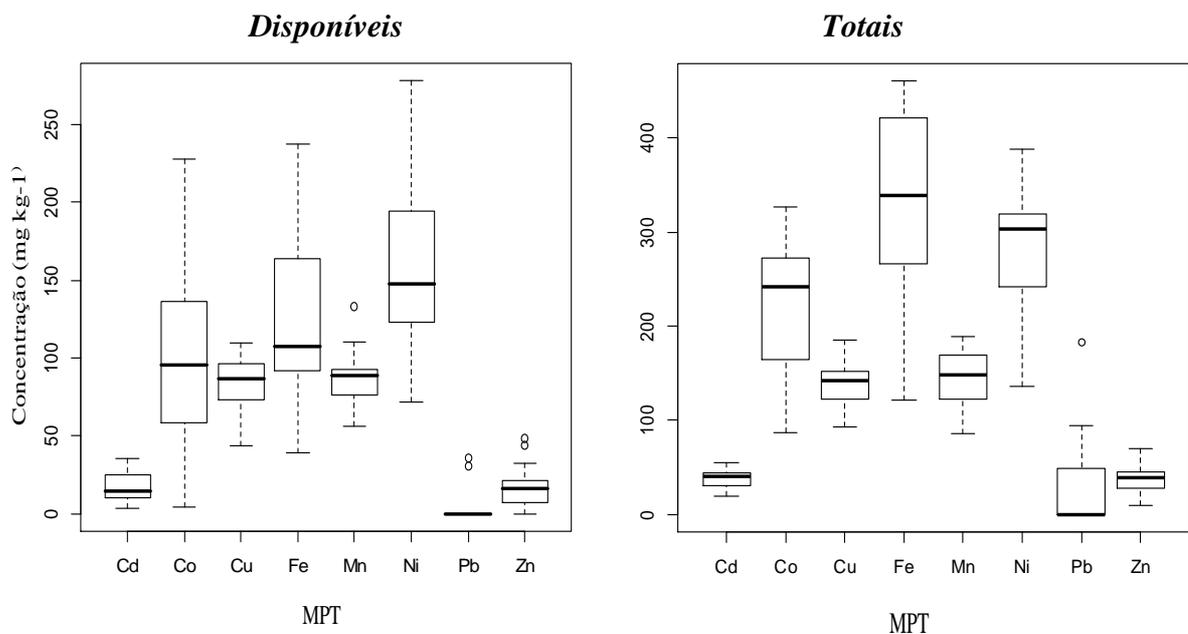


Figura 22: *Boxplot* relativo à concentração de MPT total e disponível em todo o período amostrado no solo.

Dentre os MPT disponíveis, o Mn apresentou um ponto fora do conjunto de dados (*outliers*) cujo valor foi de 133,44 mg kg⁻¹; o Zn dois pontos com valores de 44,48 e 48,92 mg kg⁻¹ e Pb dois pontos com valores de 31,08 e 35,76 mg kg⁻¹. Para o teor de MPT total apenas o Pb apresentou *outlier* de 183,10 mg kg⁻¹. O Ni, Fe e Co com maiores teores, apresentaram maior variabilidade de resultados; ou seja, maior variação entre máximos e mínimos. Para os outros MPT a variação foi pequena, com valores de máximos e mínimos próximos entre si.

As matrizes de *Pearson* para os dois períodos amostrados apresentam pouca correlações fortes, estão listadas na Tabela 16. No período seco há correlações negativas entre Cu-Cd, Mn-Cu, Co-Pb e Zn-Pb e correlação positiva entre Mn-Cd e Cu-Ni. Para o período chuvoso, há correlação negativa entre Fe-Co e correlação positiva entre Mn-Cd.

Trabalhos como de Buccolieri et al. (2010) Hani e Pazira (2011), Luo et al. (2012) e Ghrefat et al. (2012) relatam que correlações fortes entre Cd, Cu e Zn podem ser atribuídas às mesmas fontes de MPT. No caso do solo da CANE esse fato pode ser atribuído aos agroquímicos utilizados ao longo dos anos. Essa afirmação tem como base os resultados dos parâmetros físico-químicos apresentados na Tabela 17. Nota-se que alguns parâmetros físico-químicos apresentarem valores característicos de baixa qualidade, para solos agrícolas (CFSEMG, 1999). As concentrações de P, K, Ca, C, pH e V estão acima do valor médio de referência (VMR), entretanto os valores de Al, H + Al, CTC (T) estão muito abaixo do VMR e na faixa de qualidade do solo estão somente Na, Mg, MO, CTC (t) e SB.

Tabela 16 - Matriz de coeficiente de correlação de *Pearson* para MPT no solo da CANE nos períodos seco e chuvoso

Variáveis	Cd	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb
Período seco							
Co	0,457						
Cu	-0,896	-0,258					
Fe	0,107	-0,379	0,019				
Mn	0,616	0,156	-0,559	0,280			
Ni	-0,278	0,080	0,507	-0,069	0,144		
Pb	-0,194	-0,538	0,373	0,478	-0,054	0,187	
Zn	-0,370	-0,141	0,088	-0,412	-0,367	0,045	-0,632
Período chuvoso							
Co	-0,447						
Cu	0,170	0,296					
Fe	0,271	-0,647	-0,378				
Mn	0,723	-0,379	0,056	-0,083			
Ni	0,250	0,027	0,191	0,313	0,194		
Pb	-	-	-	-	-	-	-
Zn	-0,220	-0,248	0,142	0,015	-0,034	-0,332	-

De maneira geral, o solo tem sua qualidade comprometida, o que torna o uso de agroquímicos mais intensos e consequentemente a inserção de poluentes como MPT. Os valores de pH indicam que os MPT estão e suas formas hidrolisadas; ou seja, a baixa capacidade de retenção (baixa CTC e MO dissolvida) de cátions é compensada pela formação de oxi-hidróxidos (LINDSAY, 1979). Em geral, a disponibilidade de MPT está associada aos valores de pH do solo e ao teor de matéria orgânica dissolvida. Porém os baixos valores de CTC e MO, em ambos os períodos, explicam a alta disponibilidade dos MPT no Espodossolo da CANE.

Tabela 17 - Parâmetros físico-químicos do solo da CANE

Parâmetros	Período Seco	Período Chuvoso	Valor Médio de Referência (VMR) (CFSEMG, 1999)
*P (mg dm ⁻³)	953,28±37,84	1123,89±188,19	20,10-30,00
*K (mg dm ⁻³)	116,61±4,57	107,00±46,55	41,00-70,00
*Na (mg dm ⁻³)	58,06±2,35	49,33±13,09	-
**Ca (cmol _c dm ⁻³)	2,46±0,02	2,60±0,49	1,21-2,40
**Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,56±0,01	0,49±0,16	0,46-0,90
***Al (cmol _c dm ⁻³)	0,00±0,00	0,00±0,00	0,51-1,00
C (g kg ⁻¹)	5,43±0,23	3,74±0,72	1,17-2,32
pH (H ₂ O)	6,79±0,01	6,92±0,15	5,50-6,00
Matéria Orgânica (g kg ⁻¹)	9,34±0,40	6,43±1,24	-
***H + Al (cmol _c dm ⁻³)	0,11±0,05	0,11±0,22	2,51-5,00
CTC (t) (cmol _c dm ⁻³)	3,57±0,04	3,57±0,80	2,31-4,60
CTC (T) a pH 7,0 (cmol _c dm ⁻³)	3,68±0,09	3,68±0,92	4,31-8,60
V (%)	96,96±1,46	97,43±4,71	40,1-60,0
m (%)	0,00±0,00	0,00±0,00	30,1-50,0
SB (cmol _c dm ⁻³)	3,57±0,23	3,74±0,72	1,81-3,60

Legenda: * Extrator Mehlich-1, ** Extrator KCl 1 mol L⁻¹, ***Extrator Acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ – pH 7,0. H + Al - acidez potencial, n = 9 para cada coleta.

O PCA mostra que os valores de correlação foram distribuídos por três componentes principais que representam 59,2% de todos os dados de variação, Tabela 18. Entretanto a avaliação foi realizada em termos de PC1 (32,4%), PC2 (15,0%) e PC3 (11,8%). Neste trabalho foram consideradas apenas PC1 e PC2 que representam 47,40% dos dados.

Tabela 18 – Dados da variância total para PCA no solo

Componentes	Autovalores iniciais			Somadas de extração de cargas		
	Total	% de Variância	Cumulativa %	Total	% de Variância	Cumulativa %
1	6,813	32,400	32,400	6,813	32,400	32,400
2	3,147	15,000	47,400	3,147	15,000	47,400
3	2,478	11,800	59,200	2,478	11,800	59,200
4	2,315	11,000	70,300			

De maneira geral, o efeito do pH sobre os metais pode ser visualizado na Figura 23, bem como as interações entre os nutrientes e a capacidade de troca catiônica (CTC). E a interação do C, MO e a acidez (H+Al) pode estar relacionada à oxidação da MO e a liberação de Al trocável (CARVALHO et al., 2010).

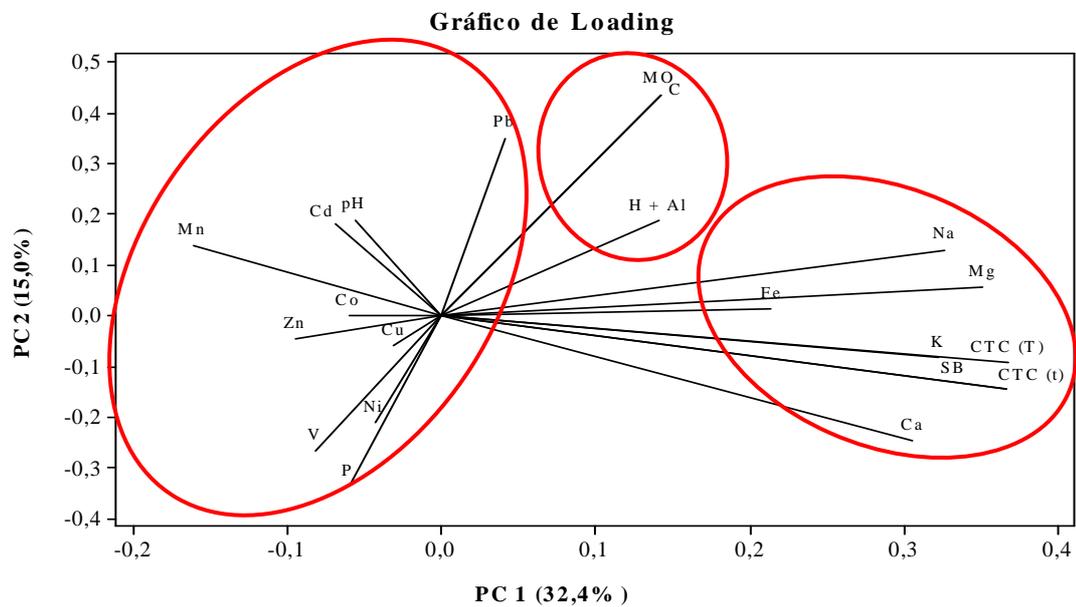


Figura 23: PC-loading para MPT e propriedades físico-químicas do solo da CANE.

A Tabela 19 mostra que PC1 é formado por K, Ca, Na, Mg, CTC e SB; PC2 por MO, P, C e Pb e PC3 por Cd, Cu, Fe, Mn, P e Zn.

Tabela 19 - Matriz componente por variável (solo)

Variáveis	Matriz Componente		
	PC 1	PC 2	PC 3
Cd	- 0,070	0,182	- 0,446
Co	- 0,060	- 0,000	0,135
Cu	- 0,031	- 0,059	0,318
Fe	0,214	0,014	-0,308
Mn	- 0,162	0,138	- 0,420
Ni	- 0,044	- 0,212	- 0,176
Pb	0,041	0,350	0,027
Zn	- 0,095	- 0,047	0,232
P	- 0,061	- 0,338	- 0,391
K	0,322	- 0,083	- 0,008
Ca	0,306	- 0,248	- 0,101
Na	0,326	0,130	0,177
Mg	0,351	0,056	0,093
C	0,142	0,435	0,047
pH	-0,057	0,189	- 0,093
MO	0,142	0,436	0,047
H + Al	0,141	0,187	- 0,258
CTC (T)	0,368	- 0,092	- 0,083
CTC (t)	0,367	- 0,145	- 0,026
V	- 0,082	- 0,268	0,185
SB	0,367	- 0,145	- 0,026

Legenda: PC 1 – primeira componente, PC 2 – segunda componente e PC 3 – terceira componente. H + Al - acidez potencial.

Os dados de PCA mostram que não há predominância das variáveis MPT sobre PC1 e PC2, e explicam as altas concentrações de MPT no solo. A falta de correlação entre MPT e as propriedades de adsorção no solo, principalmente CTC e MO, indicam que a disponibilidade de metais é alta, e, portanto, a qualidade do solo está comprometida. Sem retenção e com mobilidade reduzida suas concentrações aumentam na região de absorção das plantas.

4.5 Análise de MPT nas Hortaliças

A concentração de MPT nas três hortaliças é aumentada consideravelmente em relação ao controle, Tabela 20, e pode ser constatado na Figura 24.

Tabela 20- Concentração de MPT nas amostras de hortaliças coletadas na CANE em (mg kg⁻¹)

MPT	Controle		Período Seco		Período Chuvoso	
	Aérea	Raiz	Aérea	Raiz	Aérea	Raiz
Alface						
Cd	17,00±1,10	34,60±1,89	44,80±9,00	28,60±9,40	35,00±2,60	45,10±7,70
Co	145,30±31,00	168,60±26,20	208,30±53,10	442,50±31,50	291,00±24,90	216,30±26,20
*Cu	18,90±1,34	86,40±5,20	177,00±29,20	71,80±9,70	116,10±22,30	78,70±22,00
Fe	146,30±5,60	149,00±5,50	209,10±46,60	142,00±37,80	366,30±119,00	179,40±63,70
Mn	156,40±2,50	168,00±36,60	327,50±53,30	225,40±57,60	250,80±33,80	223,60±39,40
Ni	114,70±22,00	166,20±22,13	216,50±37,50	218,10±41,30	301,20±30,30	334,90±38,40
**Pb	< LD	< LD				
Zn	109,90±19,40	50,40±11,20	113,90±20,70	115,70±20,50	119,40±38,40	285,50±70,70
Cebolinha						
Cd	2,00±0,14	9,40±2,80	44,10±12,10	39,80±9,70	49,40±11,10	40,80±9,80
Co	25,90±1,10	15,50±3,00	209,10±63,30	216,20±63,10	142,20±37,50	254,20±60,80
*Cu	55,80±11,40	23,50±5,40	124,50±36,40	55,50±15,60	68,90±17,00	73,00±15,60
Fe	192,90±15,80	331,10±32,50	423,30±80,40	77,20±17,10	312,20±87,70	64,20±18,20
Mn	60,90±3,20	25,80±6,20	74,77±16,00	53,00±13,40	87,30±14,90	138,30±40,80
Ni	31,70±2,70	77,70±11,50	174,50±46,80	113,10±30,10	201,80±35,40	346,10±60,50
**Pb	< LD	< LD				
Zn	113,20±12,10	37,30±4,70	267,90±58,80	104,70±19,10	126,80±36,60	286,10±7,70
Coentro						
Cd	54,00±6,20	23,30±0,50	90,80±21,10	120,10±25,70	91,10±18,30	99,90±24,30
Co	168,60±17,40	93,70±6,30	168,50±45,00	178,40±59,20	208,80±59,80	262,30±90,00
*Cu	51,50±2,08	152,30±3,00	114,40±31,80	210,50±24,60	113,90±23,80	214,80±31,30
Fe	287,40±25,30	169,40±10,80	296,10±69,40	340,40±71,10	583,10±136,90	244,50±80,90
Mn	15,30±1,40	31,70±3,80	120,40±35,00	32,60±8,70	143,40±23,70	120,00±12,10
Ni	176,70±11,60	108,30±24,10	184,30±32,70	240,30±67,10	196,00±56,50	149,40±32,50
**Pb	< LD	< LD				
Zn	16,70±4,50	39,90±7,50	85,50±15,00	221,70±40,20	82,90±27,30	86,50±26,40

Legenda: *Limite de Tolerância ANVISA/1998 de 10,0 mg kg⁻¹ e **Limite de Tolerância ANVISA/1965 de 0,50 mg kg⁻¹.

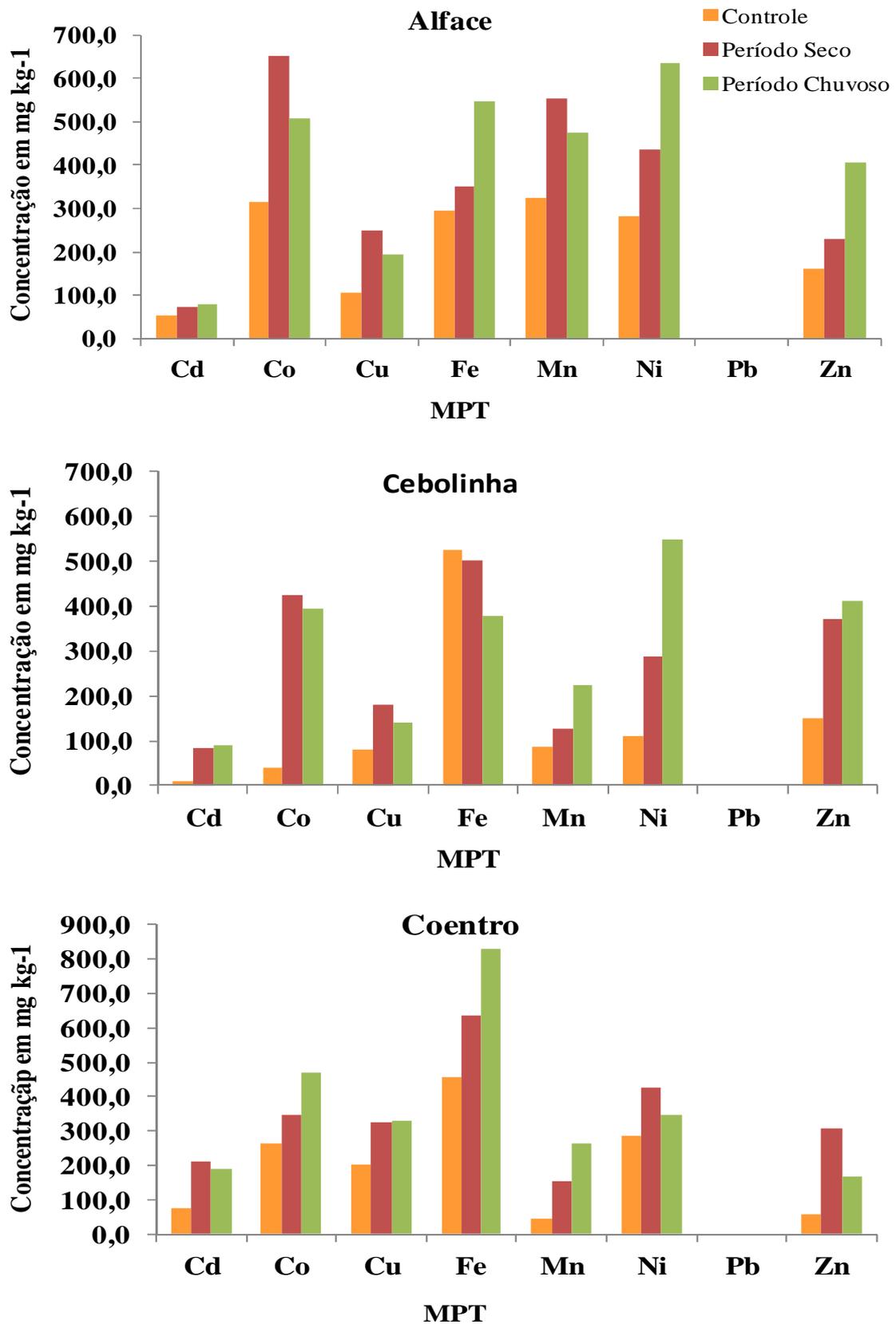


Figura 24: Comparativo entre a concentração de MPT (aérea + raiz) no controle e nas amostras.

Com exceção de Fe (cebolinha), a concentração de MPT total aumentou; ou seja, as três hortaliças absorveram MPT. Segundo Weldegebriel et al. (2012), Gupta et al. (2011) e Soudek et al. (2009) as três hortaliças apresentam potencial de acumulação de MPT. A quantidade absorvida de MPT varia conforme o período seco e chuvoso. Sendo que a maior absorção de MPT ocorre no período chuvoso. Ao comparar com a disponibilidade no solo verifica-se que as absorções não possuem correlações. Fato que pode ser comprovado pelo fator de enriquecimento mostrado na Tabela 21.

Tabela 21 – Fator de enriquecimento (%) dos MPT na amostras em relação ao controle

MPT	Alface		Cebolinha		Coentro	
	Período Seco	Período Chuvoso	Período Seco	Período Chuvoso	Período Seco	Período Chuvoso
Cd	42,25	55,23	635,96	691,23	172,83	147,09
Co	107,33	61,61	927,29	857,49	32,25	79,60
Cu	136,28	85,00	126,99	78,94	59,42	61,29
Fe	18,90	84,80	-4,48	-28,17	39,34	81,17
Mn	70,44	46,24	47,37	160,21	225,53	460,43
Ni	54,72	126,45	162,89	400,82	48,98	21,19
Pb	-	-	-	-	-	-
Zn	43,23	152,59	147,57	174,35	442,76	199,29

Legenda: *Fator de Enriquecimento (%)* = $\frac{CA-CC}{CC} \times 100$, CA = concentração de MPT na amostra, CC = concentração de MPT no controle.

Os aumentos mais significativos dos MPT em relação ao controle foram: i) período seco: Cu (alface), Co (cebolinha) e Zn (coentro) e ii) chuvoso: Zn (alface), Co (cebolinha) e Mn (coentro). Observa-se comportamento muito similar no enriquecimento por MPT entre alface e cebolinha; ou seja, a maioria dos MPT aumentam suas concentrações nas duas hortaliças no período chuvoso.

Praticamente todos os MPT estudados mudam sua relação das raízes para a parte aérea independente do período seco ou chuvoso, Figura 25. Destaca-se a maior concentração de Fe na parte aérea de coentro (período chuvoso) e a menor para Cd na parte aérea de alface (período chuvoso).

Individualmente, os resultados de MPT apontam maior concentração de Co na raiz período seco e menor para Cd na parte aérea período chuvoso na alface. A cebolinha apresentou maior concentração para o Fe parte aérea (período seco) e menor para Cd na raiz (período chuvoso). No coentro a maior concentração foi para Fe na raiz e menor no Mn na raiz, ambas no período seco. Na alface, Co e Cu são antagônicos nos dois períodos de coleta. O Co com maior concentração no período chuvoso e o Cu no período seco. No coentro as altas concentrações de Fe ocorrem no período chuvoso. E na cebolinha, a maior concentração do Zn ocorreu no período seco.

As sequencias de absorção dos MPT nas hortaliças não seguem um padrão que mostre uma correlação, devido inúmeras variáveis já mencionadas. Mas, segundo Luo et al. (2012), o fator de transferência (FT) pode ser usado para avaliar e comparar a capacidade das plantas em transferir MPT do solo para as suas partes (raiz + aérea).

O FT é calculado por:

$$FT = \frac{[MPT]_{planta}}{[MPT]_{solo}}$$

Onde: [MPT] solo é referente ao teor de MPT total

[MPT] planta refere-se à parte aérea + raiz.

De posse dos dados de MPT da parte comestível (aérea) das plantas e da fração disponível do solo, calculou-se o FT 2.

$$FT\ 2 = \frac{[MPT]_{planta\ parte\ aérea}}{[MPT]_{solo\ disponível}}$$

Os resultados do FT estão listados na Tabela 22, em que é possível afirmar que o Zn tem a maior capacidade de transferência do solo para todas as hortaliças estudadas. Esse resultado justifica os baixos níveis desse MPT encontrados no solo da CANE.

Tabela 22 - Fator de transferência calculado para as hortaliças alface, cebolinha e coentro com a fração total (FT) e disponível (FT 2)

Hortaliça	FT							
	Cd	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Alface	2,07	2,67	1,60	1,36	3,55	1,87	NM	8,17
Cebolinha	2,35	1,89	1,16	1,33	1,22	1,45	NM	10,12
Coentro	5,43	1,88	2,35	2,23	1,44	1,34	NM	6,14
Hortaliça	FT 2							
	Cd	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Alface	2,37	2,48	1,73	2,43	3,28	1,63	NM	6,01
Cebolinha	2,78	1,75	1,14	3,10	0,92	1,18	NM	10,17
Coentro	5,41	1,88	1,35	3,71	1,50	1,19	NM	4,34

Legenda: NM = não mensurado.

Para a maioria dos MPT, os fatores de translocação, sejam os relacionados a quantidade ao total ou a quantidade disponível foram muito semelhantes, com variações mais significativas apenas para o Fe em todas as hortaliças. Com destaque para os altos valores de FT do Cd no coentro.

Individualmente, a alface apresentou maior facilidade de translocar para as suas partes comestíveis Zn-Mn-Co-Fe-Cd-Cu-Ni respectivamente. A translocação na cebolinha ocorre na seguinte sequência Zn-Fe-Cd-Co-Ni-Cu-Mn, e por fim no coentro, Cd-Zn-Fe-Co-Cu-Mn-Ni.

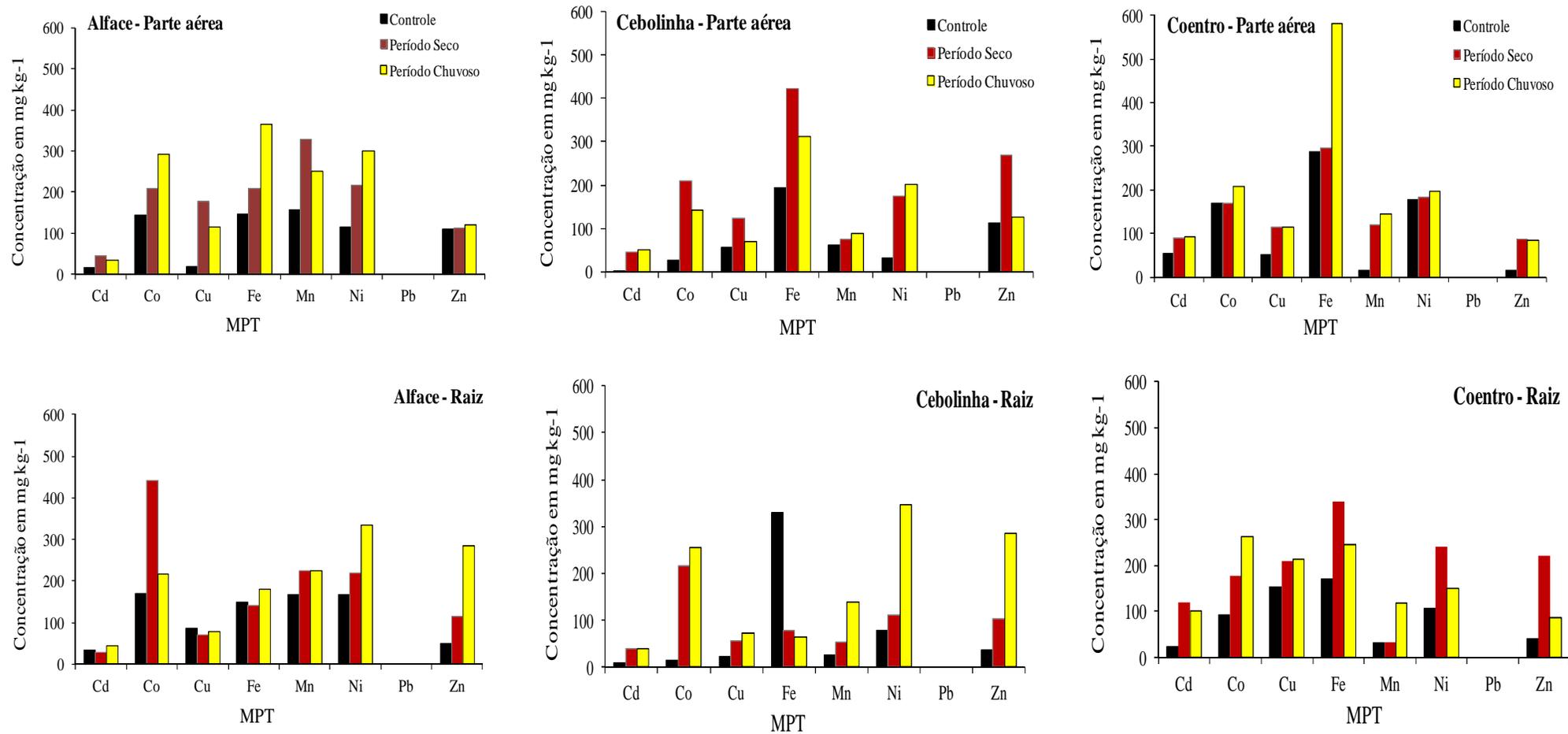


Figura 25: Perfil comparativo entre os níveis de MPT das amostras coletadas de alfaca, cebolinha e coentro e suas respectivas amostras controle.

A confirmação do enriquecimento por MPT e os dados de translocação dos MPT nas hortaliças, fazem parte de um conjunto que não deve ser analisado apenas em termos de acumulação ou transferência do solo para partes comestíveis, é necessário relacionar o consumo de hortaliças com os níveis de MPT. Nesse sentido a legislação brasileira é bastante antiga e não abrange a maioria dos metais em hortaliças, os resultados do controle, trabalhos similares e indicações da FAO/WHO/ASTDR foram adotados como base para as devidas comparações e discussões.

Do ponto de vista alimentar, com exceção de Pb e Fe os níveis de MPT nas hortaliças em relação à legislação internacional excedem para a maioria dos MPT, cujos limites máximos estabelecidos pela FAO/WHO são: Fe (450 mg kg⁻¹); Cd (0,3 mg kg⁻¹); Pb (5 mg kg⁻¹); Zn (60 mg kg⁻¹); Cu (40 mg kg⁻¹) e Ni (20 mg kg⁻¹) e também excedem esses níveis em relação há literatura, principalmente para Cd, Cu e Ni.

O risco para a saúde não pode ser estimado apenas com base nos valores de concentração dos MPT nas hortaliças e sim a partir da ARS. O cálculo do ARS envolve dados sobre a quantidade diária de ingestão de hortaliças, peso corpóreo, dose de referência diária do metal e tempo de exposição ou tempo de consumo do alimento contaminado (LIU et al., 2011; YANG et al., 2011), que pode ser calculado a partir da seguinte adaptação:

$$ARS = \frac{FE \times DE \times IMD}{Ddref \times Massa \text{ corpórea} \times TEnc} \times 10^{-3}$$

Onde: FE = Frequência de exposição ao MPT
DE = Duração da exposição ao MPT
IMD = Ingestão média diária (IMD) =

Consumo diário de vegetal seco (massa) x Concentração do MPT na hortaliça

Ddref = Dose diária de referência

Massa = massa corpórea do indivíduo que consome a hortaliça

TEnc = Tempo de exposição não carcinogênica = 365 dias de exposição x

20 anos.

A Tabela 23 mostra os dados dos cálculos realizados para as três hortaliças, no período seco e chuvoso, adotando $0,074 \text{ kg dia}^{-1}$ ou 74 g dia^{-1} como massa fresca de consumo médio de hortaliças no Brasil (IBGE, 2012), peso corporal médio de 60 kg e doses de referência diária por MPT em mg: Cd = 0,001; Cu = 10; Fe = 14; Mn = 0,14; Ni = 0,02; Zn = 0,3 (ASTDR/WHO e ANVISA). Observando que não há referência de ingestão diária para Co e Pb. Frequência de exposição de 300 dias, tempo de exposição de 20 anos, IMD calculado a partir de dados de massa seca, tempo de exposição não carcinogênica de 365 dias x 20 anos.

Os valores de MPT ingeridos diariamente (IMD) no Brasil são baixos, devido a pequena quantidade de hortaliças consumidas pela população brasileira, apenas 74 g. De acordo com o IBGE a quantidade deveria ser de 400 g diárias, recomendação do ministério da saúde. Assim, com base nessa informação, no cálculo da ARS, apenas o MPT Cd excedeu o valor de 1, comprometendo o consumo das três hortaliças, pois valores de $ARS > 1$ põem em perigo a saúde (YANG et al., 2011).

Os resultados do cálculo de ARS de Cd indicam que para a alface o ARS tem valor maior no período seco, para cebolinha o valor é maior no período chuvoso e no coentro não há diferença significativa entre os períodos. O risco do Cd provavelmente está associado ao fato do Cd ser o MPT que mais ultrapassa a concentração estabelecida pela legislação, 133 vezes.

Numa projeção de 20 anos, com exposição de 300 dias por ano, os outros MPT não oferecem risco à saúde dos consumidores das hortaliças. De modo geral, a sequência de ARS estimada em 20 anos de consumo das hortaliças da Comunidade Nova Esperança é $Cd > Ni > Mn > Zn > Fe > Cu$.

Tabela 23 - Índice de ingestão média diária (IMD) e avaliação de risco à saúde (ARS) para MPT nas hortaliças da CANE, Manaus-AM

MPT	Concentração (mg kg ⁻¹)	IMD (mg dia ⁻¹)	Referência IMD (mg dia ⁻¹) (WHO)	ARS
Período seco - alface				
Cd	44,8	3,33	0,00	1,9147
Co	208,3	15,46	-	-
Cu	177	13,14	0,90	0,0008
Fe	209,1	15,52	8 - 18	0,0006
Mn	327,5	24,31	1,8 - 2,3	0,1000
Ni	216,5	16,07	0,50	0,4627
Zn	113,9	8,46	8 - 11	0,0162
Período chuvoso - alface				
Cd	35	2,60	0,00	1,4959
Co	291	21,60	-	-
Cu	116,1	8,62	0,90	0,0005
Fe	366,3	27,19	8 - 18	0,0011
Mn	250,8	18,62	1,8 - 2,3	0,0766
Ni	301,2	22,36	0,50	0,6437
Zn	119,4	8,86	8 - 11	0,0170
Período seco - cebolinha				
Cd	44,1	3,27	0,00	3,8119
Co	209,1	15,52	-	-
Cu	124,5	9,24	0,90	0,0011
Fe	423,3	31,43	8 - 18	0,0026
Mn	74,77	5,55	1,8 - 2,3	0,0462
Ni	174,5	12,95	0,50	0,7542
Zn	267,9	19,89	8 - 11	0,0772
Período chuvoso - cebolinha				
Cd	49,4	3,67	0,00	4,2701
Co	142,2	10,56	-	-
Cu	68,9	5,12	0,90	0,0006
Fe	312,2	23,18	8 - 18	0,0019
Mn	87,3	6,48	1,8 - 2,3	0,0539
Ni	201,8	14,98	0,50	0,8722
Zn	126,8	9,41	8 - 11	0,0365
Período seco - coentro				
Cd	90,8	6,74	0,00	8,7690
Co	168,5	12,51	-	-
Cu	114,4	8,49	0,90	0,0011
Fe	296,1	21,98	8 - 18	0,0020
Mn	120,4	8,94	1,8 - 2,3	0,0831
Ni	184,3	13,68	0,50	0,8899
Zn	85,5	6,35	8 - 11	0,0275
Período chuvoso - coentro				
Cd	91,1	6,76	0,00	8,7980
Co	208,8	15,50	-	-
Cu	113,9	8,46	0,90	0,0011
Fe	583,1	43,29	8 - 18	0,0040
Mn	143,4	10,65	1,8 - 2,3	0,0989
Ni	196	14,55	0,50	0,9464
Zn	82,9	6,15	8 - 11	0,0267

5. Conclusões

O uso de agroquímicos na CANE está afetando a qualidade do seu ambiente agrícola da seguinte forma:

Água de Irrigação:

As concentrações de MPT (Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) estão acima do recomendado pelo CONAMA 357/2005 em todos os corpos hídricos estudados, independente do período sazonal (seco ou chuvoso), com destaque para a detecção de Cd e pontualmente Pb, metais extremamente tóxicos, com possibilidade do Cd provir dos fertilizantes fosfatados e o Pb dos resíduos de lixo, comuns na comunidade.

Altos índices de coliformes totais e fecais (*Escherichia coli*) 89,3% nas águas subterrâneas dos poços artesianos, cacimbas e igarapé mostram contaminação bacteriológica nos corpos hídricos da comunidade e tornam a água imprópria de acordo com o Ministério da Saúde;

As correlações estatísticas (*Pearson*) entre as propriedades físico-químicas da água e os MPT são diferentes do período seco para o chuvoso, possivelmente em virtude da própria característica Amazônica de produção e decomposição da matéria orgânica.

A análise estatística, tanto na hipótese de amostras dependentes (teste t-pareado) ou como amostras independentes (teste t) mostra que existem diferenças significativas na contaminação por MPT entre os períodos seco e chuvoso, que podem ser atribuídas ao aumento do uso dos agroquímicos no período chuvoso. Entretanto, entre os corpos hídricos a contaminação é similar, independente do teste estatístico aplicado, mostrando que o manancial pode estar comprometido.

Solo:

Os níveis de MPT (Cd, Co e Ni) encontrados no solo da comunidade são altos em relação ao CONAMA 420/2009, principalmente pelo fato do solo ser de textura arenosa, propício ao escoamento superficial e lixiviação, contudo essas características forçam o uso intensivo dos agroquímicos, aumentando os níveis de MPT total e disponíveis.

A conclusão anterior é reforçada pelos dados das propriedades físico-químicas que mostraram um solo de baixa qualidade, justificando o uso intensivo e sucessivo de agroquímicos;

Por outro lado, não é possível tecer comparações acerca do aumento ou redução dos níveis de MPT encontrados no solo da comunidade, porque não foram realizados estudos anteriores que mensurassem essas variáveis.

Ao contrário da água, a análise estatística mostra que não há diferenças significativas entre o período seco e o chuvoso em relação aos níveis de MPT no solo, sejam as amostras consideradas dependentes ou independentes.

Hortaliças:

Todas as amostras de hortaliças apresentaram enriquecimento de MPT em relação ao controle, com exceção do Ferro para a cebolinha. Os destaques foram: i) período seco: Cu (alface), Co (cebolinha) e Zn (coentro) e ii) chuvoso: Zn (alface), Co (cebolinha) e Mn (coentro).

Praticamente todos os MPT estudados mudam sua relação das raízes para a parte aérea independente do período seco ou chuvoso, com as sequências de absorção dos MPT nas hortaliças não seguindo um padrão que mostre uma correlação, muito provavelmente, devido às inúmeras variáveis do processo de produção.

As amostras de alface e cebolinha mostraram maior capacidade de translocar da raiz para a parte aérea Cd, enquanto o coentro, Zn. Com as hortaliças apresentando altos níveis de MPT, acima da legislação internacional, com valores de Cd, Cu e Ni acima inclusive de alguns trabalhos da literatura;

Do ponto de vista alimentar, as hortaliças apresentam tolerância aos MPT, e os níveis de Cd apresentam $ARS > 1$, com possibilidade de risco a saúde de quem consome as hortaliças num intervalo de 20 anos.

6. Referências Bibliográficas

AHMAD, J. U.; GONI, A. Heavy metal contamination in water, soil, and vegetables of the industrial areas in Dhaka, Bangladesh. **Environmental Monitoring Assessment**, v.166, p.347–357, 2010.

ALVES, A. N. L.; ROSA, H. V. D. Exposição ocupacional ao cobalto: aspectos toxicológicos. **Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences**, v.39, n.2, p.129-139, 2003.

AMIN, N.; HUSSAIN, A.; ALAMZEB, S.; BEGUM, S. Accumulation of heavy metals in edible parts of vegetables irrigated with waste water and their daily intake to adults and children, District Mardan, Pakistan. **Food Chemistry**, v.136, p.1515-1523, 2013.

ANA - Agência Nacional de Águas – Notícias – **Disponível em <www.ana.gov.br>**. Acesso: em 20 de Junho de 2012.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Decreto nº 55871, de 26 de março de 1965**. Modifica o Decreto nº 50.040, de 24 de janeiro de 1961, referente a normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto nº 691, de 13 de março de 1962, Brasil.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998**. Aprova o Regulamento Técnico: "Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos" e seu Anexo: "Limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos", Brasil.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - American Water Work Association – AWWA; Water Pollution Control Federation – WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 14 ed., New York. 1985, 1268p.

ARORA, M.; KIRAN, B.; RANI, S.; RANI, A.; KAUR, B.; MITTAL, N. Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources, **Food Chemistry**, v.111, p.811-815, 2008.

ARSAM - Agência Reguladora dos Serviços Públicos do Estado do Amazonas – Notícias. **Disponível em <www.arsam.am.gov.br>**. Acesso em: 09 de Outubro de 2012.

ARSHAD, M. A.; MARTIN, S.; Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.88, p.153–160, 2002.

ASTDR – Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Toxicological Profile for Cadmium. Disponível em <www.astdr.cdc.gov/toxicprofiles>. Acesso em 10 de Novembro de 2012.

ASTDR – Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Toxicological Profile for Copper. Disponível em <www.astdr.cdc.gov/toxicprofiles>. Acesso em 10 de Novembro de 2012.

ASTDR – Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Toxicological Profile for Iron. Disponível em <www.astdr.cdc.gov/toxicprofiles>. Acesso em 10 de Novembro de 2012.

ASTDR – Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Toxicological Profile for Manganese. Disponível em <www.astdr.cdc.gov/toxicprofiles>. Acesso em 10 de Novembro de 2012.

ASTDR – Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Toxicological Profile for Nickel. Disponível em <www.astdr.cdc.gov/toxicprofiles>. Acesso em 10 de Novembro de 2012.

ASTDR – Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Toxicological Profile for Zinc. Disponível em <www.astdr.cdc.gov/toxicprofiles>. Acesso em 10 de Novembro de 2012.

AZEVEDO, F. A. de; CHASIN, A. A. da M. **Metais – Gerenciamento da Toxicidade**. Editora Atheneu – InterTox, 2003, 554p.

BALDATONI, D.; LEONE, A.; IOVIENO, P.; MORRA, L.; ZACCARDELLI, M.; ALFANI, A. Total and available soil trace element concentrations in two Mediterranean agricultural systems treated with municipal waste compost or conventional mineral fertilizers. **Chemosphere**, v.80(9), p.1006-1013, 2010.

BARAZANI, O.; DUDAI, N.; KHADKA, U. R.; GOLAN-GOLDHIRSH, A. Cadmium accumulation in *Allium schoenoprasum* L. grown in an aqueous medium, **Chemosphere**, v.57, p.1213–1218, 2004.

BASAR, H.; GUREL, S.; KATKAT, A. V.; Metal Status of Soils and Plants Irrigated with Water from Lake I'znik, Turkey. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.40, p.2545–2561, 2009.

BHARGAVA, A.; CARMONA, F. F.; BHARGAVA, M.; SRIVASTAVA, S. Review - Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. **Journal of Environmental Management**, v.105, p.103-120, 2012.

BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do Estado de Pernambuco**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010.

BJERRUM, N. **Bjerrum's Inorganic Chemistry**, 3ed Danish ed., Heinemann, London, 1936.

BRANDALERO, S. M.; SIQUEIRA, E. Q. de; SANTIAGO, M. F. A cinética do nitrogênio em água superficial de ambiente lótico. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v.5, n.3, 2010, 10p.

BRUSSAARD, L.; RUITER, P. C. de; BROWN, G. G. Soil biodiversity for agricultural sustainability. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.121, p.233–244, 2007.

BUCCOLIERI, A.; BUCCOLIERI, G.; DELL'ATTI, A.; STRISCIULLO, G.; GAGLIANO-CANDELA, R. Monitoring of total and bioavailable heavy metals concentration in agricultural soils. **Environmental Monitoring Assessment**, v.168, p.547–560, 2010.

CABRAL, João P. S. Review - Water Microbiology, Bacterial Pathogens and Water. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.7, p.3657-3703, 2010.

CAMARGO, M. D. de; ANJOS, A. R. M. dos; ROSSI, C.; MALAVOLTA, E. Adubação Fosfatada e Metais Pesados em Latossolo cultivado com Arroz, **Scientia Agricola**, v.57, n.3, p.513-518, 2000.

CAMELO, L. G. de L.; MIGUEZ, S. R. de; MARBAN, L. Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. **The Science of the Total Environment**, v.204, p.245-250, 1997.

CARDOSO, C. G. Z.; FERREIRA, E. L.; GOMES, C.; ELLER, M. R.; DRAGUNSKI, D. C. Determinação de metais em hortaliças comercializada na cidade de Umuarama-Pr utilizando digestões com ácido nítrico e clorídrico. **30a Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química**, 2005.

CARVALHO, S. R. L. de; VILAS-BOAS, G. da S.; FADIGAS, F. S. Estimativa da Concentração de Metais Pesados em Solos dos Tabuleiros do Recôncavo da Bahia. Disponível em www.cadernosdegeociencias.igeo.ufba.br, **Cadernos de Geociências**, n.7, 2010, 11p.

CARVALHO, V. G. B. de; NASCIMENTO, C. W. A. do; BIONDI, C. M. Potencial de Fertilizantes e Corretivos no Aporte de Micronutrientes ao Solo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.36, p.931-938, 2012.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em 12 de Novembro de 2012.

CHANG, Y.; WEN, J.; CAI, J.; WU, X., YANG, L.; GUO, Y. An investigation and pathological analysis of two fatal cases of cadmium Poisoning, **Forensic Science International**, v.220, e5–e8, 2012.

CHEN, C.; HUANG, D.; LIU, J. Review - Functions and Toxicity of Nickel in Plants: Recent Advances and Future Prospects. **Clean Journal**, v.37 (4-5), p.304 – 313, 2009.

CHEN, G. C.; He, Z. L.; STOFELLA, P. J.; YANG, X. E.; YU, S.; YANG, J. Y.; CALVERT, D. F. Leaching potential of heavy metals (Cd, Ni, Pb, Cu and Zn) from acidic sandy soil amended with dolomite phosphate rock (DPR) fertilizers. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v.20, p.127–133, 2006.

CHENG, J.; SHI, Z.; ZHU, Y. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China. **Journal of Environmental Sciences**, v.19, p. 50-54, 2007.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS (CFSEMG). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa, 1999, 322p.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e da outras providências, Brasil.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 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, Brasil.

CRAUN, G. F.; BRUNKARD, J. M.; YODER, J. S.; ROBERTS, V. A.; CARPENTER, J.; WADE, T.; CADERON, R. L.; ROBERTS, J. M.; BEACH, M. J.; ROY, S. L. Causes of Outbreaks Associated with Drinking Water in the United States from 1971 to 2006. **Clinical Microbiology Reviews**, v.23, n.03, p.507-528, 2010.

CRAVO, M. S.; MURAOKA, T.; GINE, M. F. Caracterização Química de Compostos de Lixo Urbano de Algumas Usinas Brasileiras. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 22, p.547-553, 1998.

DAÍ, J.; BECQUER, T.; ROUILLER, J. H.; REVERSAT, G.; BERNHARD-REVERSAT, F.; LAVELLE, P. Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated soils. **Applied Soil Ecology**, v.25, p.99–109, 2004.

DIAS, J. C.; LIMA, W. N. Comparação de Métodos para a Determinação de Matéria Orgânica em Amostras Ambientais. **Revista Científica da UFPA** <http://www.ufpa.br/revistaic>, v.4, 2004, 16p.

DUFUS, J.H. Heavy metals - A meaningless term? **Pure Application Chemistry**, v.74, n.5, p.793–807, 2002.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília., 2009. 626p.

FAA, G.; NURCHI, V. M.; RAVARINO, A.; FANNI, D.; NEMOLATO, S.; GEROSA, C.; EYKEN, P. V.; GEBOES, K. Zinc in gastrointestinal and liver disease – Review. **Coordination Chemistry Reviews**, v.252, p.1257–1269, 2008.

FAGNANO, M.; ADAMO, P.; ZAMPELLA, M.; FIORENTINO, N. Environmental and agronomic impact of fertilization with composted organic fraction from municipal solid waste: A case study in the region of Naples, Italy. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.141, p.100–107, 2011.

FAO/WHO – Food and Agriculture Organization of the United Nation/World Health Organization – Codex Alimentarius – International Food Standards. **Disponível em <www.codexalimentarius.org>**. Acesso em: 05 de Novembro de 2012.

FERNANDES, R. B. A.; WALCRISLEY, V. L.; MAURÍCIO, P. F. 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**, v.11, n.1, p.81-93, 2007.

FONSECA, J. M.; FALLON, S. D.; SANCHEZ, C. A.; NOLTE, K. D. Escherichia coli survival in lettuce fields following its introduction through different irrigation systems. **Journal of Applied Microbiology**, v.110, p.893–902, 2011.

FRANCHITTO, N.; GANDIA-MAILLY, P.; GEORGES, B.; GALINIER, A.; TELMON, N.; DUCASS, J. L.; ROUE, D. Acute copper sulphate poisoning: A case report and literature review. **Resuscitation**, v.78, p.92-96, 2008.

FREITAS, E. V. de S.; NASCIMENTO, C. W. A. do, GOULART, D. F.; SILVA, J. P. S. da. Disponibilidade de Cádmio e Chumbo para milho em solo adubado com Fertilizantes Fosfatados. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.33, p.1899-1907, 2009.

GÁRCIA, E. G.; ANDREU, V.; BOLUDA, R. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. **Environmental Pollution**, v. 92, n. 1, 19-25, 1996.

GERBER, G. B.; LEONARD, A.; HANTSON, Ph. Carcinogenicity, mutagenicity and teratogenicity of manganese compounds. **Critical Reviews in Oncology/Hematology**, v.42, 25–34, 2002.

GHREFAT, H. A.; YUSUF, N.; JAMARH, A.; NAZZAL, J. Fractionation and risk assessment of heavy metals in soil samples collected along Zerqa River, Jordan. **Environmental Earth Science**, v.66, p.199–208, 2012.

GONÇALVES, V. C.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P.; CARVALHO, S. A.; NETO, O. A. dos S. Biodisponibilidade de Cádmio em Fertilizantes Fosfatados. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.32, p.2871-2875, 2008.

GONÇALVES JR, A. C.; NACKE, H.; SCHWANTES, D.; NAVA, I. A.; STREY, L. Phytoavailability of Toxic Heavy Metals and Productivity in Wheat Cultivated Under Residual Effect of Fertilization in Soybean Culture. **Water Air Soil Pollution**, 2011, 7p.

GRIFFITHS, C.; KLEMICK, H.; MASSEY, M.; MOORE, C.; NEWBOLD, S.; SIMPSON, D.; WALSH, P.; WHEELER, W. Policy Monitor U.S. Environmental Protection Agency Valuation of Surface Water Quality Improvements. **Review of Environmental Economics and Policy**, v.6, n.01, p.130–146, 2012.

GUALA, S. D.; VEGA, F. A.; COVELO, E. F. The dynamics of heavy metals in plant-soil interactions. **Ecological Modelling**, v. 221, p.1148-1152, 2010.

GULER, C.; KURT, M. A.; ALPASLAN, M.; AKBULUT, C. Assessment of the impact of anthropogenic activities on the groundwater hydrology and chemistry in Tarsus coastal plain (Mersin, SE Turkey) using fuzzy clustering, multivariate statistics and GIS techniques. **Journal of Hydrology**, v.414–415, p.435–451, 2012.

GUPTA, N.; KHAN, H. D. K.; SANTRA, S. C. Heavy metal accumulation in vegetables grown in a long-term wastewater-irrigated agricultural land of tropical India. **Environmental Monitoring Assessment**, 2011, 10p.

HAIR, J. F. Jr; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise Multivariada de Dados**. 6a. Edição, Editora Bookman, 2009, 688p.

HALL, J. L.; WILLIAMS, L. E.; Transition metal transporters in plants. **Journal of Experimental Botany**, v.54 (393), p.2601-2613, 2003.

HANI, A.; PAZIRA, E. Heavy metals assessment and identification of their sources in agricultural soils of Southern Tehran, Iran. **Environmental Monitoring Assessment**, v.176, p.677–691, 2011.

HARMANESCU, M.; ALDA, L. M.; BORDEAN, D. M.; GOGOASA, I.; GERGEN, I. Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grown in old mining area; a case study: Banat County, Romania. **Chemistry Central Journal**, 2011, 10p.

HAWKES, S. J. What is “Heavy Metal”? **Journal of Chemical Education**, v.74, p.1374-1375, 1997.

HUONG, N. T. L.; OHTSUBO, M.; LI, L.; HIGASHI, T.; KANAYAMA, M. Assessment of the water quality of two Rivers in Hanoi City and its suitability for irrigation water. **Paddy Water Environmental**, v.6, p.257–262, 2008.

IDAM - INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO AGROPECUÁRIO E FLORESTAL SUSTENTÁVEL DO ESTADO DO AMAZONAS. FILHO, F. M. O.; MONTEIRO, J. A. R.; SILVA, P. C.; **Levantamento para diagnóstico da Comunidade Nova Esperança – 4ª. Etapa do Jorge Teixeira – Município de Manaus**. Manaus, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Aquisição Alimentar Domiciliar *per capita*, Brasil e Grandes Regiões - Pesquisa 2008/2009. **Disponível em www.ibge.gov.br**. Acesso em: 13 de Dezembro de 2012.

ISMAIL, F.; ANJUM, M. R.; MAMON, A. N.; KAZI, T. G. Trace metal contents of vegetables and fruits of Hyderabad Retail Market. **Pakistan Journal of Nutrition**, v.10 (4), p.365-372, 2011.

JARDIM, I. C. S. F.; ANDRADE, J. de A.; QUEIROZ, S. C. do N.. Resíduos de Agrotóxicos em alimentos: Uma preocupação ambiental global – Um enfoque às maçãs. **Química Nova**, v.32, n.4, p.996-1012, 2009.

JARUP, L. Hazards of heavy metals contamination. **British Medical Bulletin**, v. 68, p.167-182, 2003.

JAVIED, S. T.; CHAUDHRY, M. M. M.; TUFAIL, M.; IRFAN, N. HEAVY metal pollution from phosphate rock used for the production of fertilizer in Pakistan. **Microchemical Journal**, v.91, p.94-99, 2009.

JIAO, W.; CHEN, W.; CHANG, A. C.; PAGE, A. L. Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: A review. **Environmental Pollution**, v.168, p.44-53, 2012.

JUNIOR, A. C. G.; LUCHESE, E. B.; LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em latossolo vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova**, v.23 (2), p.173-177, 2000.

KO, H. J.; KIM, K. Y.; KIM, H. T.; KIM, C. N.; UMEDA, M. Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. **Waste Management**, v.28, p.813–820, 2008.

LENZI, E.; FAVERO, L. O. B.; LUCHESE, E. B. **Introdução à Química da Água – ciência, vida e sobrevivência**. Rio de Janeiro, LTC, 2009.

LI, L.; XU, Z.; WU, J.; TIAN, G. Bioaccumulation of heavy metals in the earthworm *Eisenia fetida* in relation to bioavailable metal concentrations in pig manure. **Bioresource Technology**, v.101, p.3430–3436, 2010.

LIN, Y.; WENG, C.; LEE, S. Spatial Distribution of heavy metals in contaminated agricultural soils exemplified by Cr, Cu, and Zn. **Journal of Environmental Engineering**, v.03, p.298-306, 2012.

LINDSAY, W. L. **Chemical Equilibria in soils**. 1979, 449p.

LIU, P.; ZHAO, H.; WANG, L.; LIU, Z.; WEI, J.; WANG, Y.; JIANG, L.; DONG, L.; ZHANG, Y. Analysis of Heavy Metal Sources for Vegetable Soils from Shandong Province, China. **Agricultural Sciences in China**, v.10(1), p. 109-119, 2011.

LOPES, C.; HERVA, M.; FRANCO-URYÁ, A.; ROCA, E. Inventory of heavy metal content in organic waste applied as fertilizer in agriculture: evaluating the risk of transfer into the food chain. **Environmental Science and Pollution Research**, 2011, 22p.

LUIZÃO, F. J.; SCHUBART, H.O.R. Litter production and decomposition in a terra-firme forest of Central Amazonia. **Experientia**, v.43(3), p.259-265,1987.

LUO, C.; LIU, C.; WANG, Y.; LIU, X.; LI, F.; ZHANG, G.; LI, X. Heavy metal contamination in soils and vegetables near an e-waste processing site, south China. **Journal of Hazardous Materials**, v.186, p.481–490, 2011.

LUO, C.; YANG, R.; WANG, Y.; LI, J.; ZHANG, G., LI, X. Influence of agricultural practice on trace metals in soils and vegetation in the water conservation area along the East River (Dongjiang River), South China. **Science of the Total Environment**, v.431, p.26–32, 2012.

MADEJÓN, P.; BARBA-BRIOSO, C.; LEPP, N. W.; FERNÁNDEZ-CALIANI, J. C. Traditional agricultural practices enable sustainable remediation of highly polluted soils in Southern Spain for cultivation of food crops. **Journal of Environmental Management**, v.92, p.1828-1836, 2011.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos**. São Paulo: Produquímica, 1997. 153 p.

MALLMANN, F. J. K.; SCHENATO, R. B. Impactos ambientais relacionados com a atividade antrópica: o papel do solo. **Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo – UFSM**. 2008.

MELO, W. J. de; MARQUES, M. O.; MELO, V. P. de; CINTRA, A. A. D. **Uso de resíduos em hortaliças e impacto ambiental**. Engenheiros Agrônomos, alunos de Mestrado em Produção Vegetal, UNESP-FCAV, Jaboticabal-SP, 2010, 29p.

MEYER, P. A.; BROWN, M. J.; FALK, H. Global approach to reducing lead exposure and poisoning – Review. **Mutation Research**, v.659, p.166–175, 2008.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA), <Disponível em www.agricultura.gov.br>, acesso em 01 de agosto de 2011.

MS - Ministério da Saúde. **Portaria N.º 2.914, de 12 de Dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, Brasil.

MUCHUWETI, M.; BIRKETT, J. W.; CHINYANGA, E.; ZVAUYA, R.; SCRIMSHAWC, M. D.; LESTER, J. N. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: Implications for human health. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.112, p.41-48, 2006.

NABULO, G.; BLACK, C. R.; YOUNG, S. D. Trace metal uptake by tropical vegetables grown on soil amended with urban sewage sludge. *Environmental Pollution*, v.159, p.368-376, 2011.

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 8, p.199–216, 2010.

NAYEK, S.; GUPTA, S.; SAHA, R. N. Metal accumulation and its effects in relation to biochemical response of vegetables irrigated with metal contaminated water and wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v.178, p.588-595, 2010.

NDIAYE, M. L.; NIANG, S.; PFEIFER, H. R.; PEDUZZI, R.; TONOLLA, M.; DIENG Y. Effect of irrigation water and processing on the microbial quality of lettuces produced and sold on markets in dakar (Senegal). **Irrigation and Drainage**, v.60, p.509-517, 2011.

NZIGUHEBA, G.; SMOLDERS, E. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. **Science of the Total Environment**, v.390, p. 53-57, 2008.

OLIVEIRA, A. P. de; ARAÚJO, L. R. de; MENDES, J. E. M. F.; JÚNIOR, O. R. D.; Silva, M, S. da. Resposta do coentro à adubação fosfatada em solo com baixo nível de fósforo. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 22, n. 1, p. 87-89, 2004.

OLIVEIRA, D. L. de; SANTANA, G. P. Influência do Aterro Municipal de Manaus sobre as águas superficiais da circunvizinhança: um enfoque ao estudo de metais pesados. **Caminhos de Geografia (UFU)**, v.11, p.75-83, 2010.

OMWOMA, S.; LALAH, J. O.; ONGERI, D. M. K.; WANYONYI, M. B. Impact of Fertilizers on Heavy Metal Loads in Surface Soils in Nzoia Nucleus Estate Sugarcane Farms in Western Kenya. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, v. 85, p.602–608, 2010.

OTERO, N.; VITORIA L.; SOLER, A.; CANALS, A. Fertiliser characterisation: Major, trace and rare earth elements. **Applied Geochemistry**, v.20, p.1473–1488, 2005.

OZMEN, H.; KULAHCI, F.; ÇUKUROVALI, A.; DOGRU, M. Concentrations of heavy metal and radioactivity in surface water and sediment of Hazar Lake (Elazığ, Turkey). **Chemosphere**, v.55, p.401–408, 2004.

PEREIRA, J. C.; SILVA, A. K. G.; JUNIOR, H. A. N.; SILVA, E. P.; LENA, J. C. de. Distribuição, Fracionamento e Mobilidade de Elementos Traço em Sedimentos Superficiais. **Química Nova**, v. 30, n. 5, 1249-1255, 2007.

PINTO, A. G. N.; HORBE, A. M.C.; SILVA, M. do S. R. da; MIRANDA, S. A. F.; PASCOALOTO, D.; SANTOS, H. M. da C. Efeitos da ação antrópica sobre a hidrogeoquímica do rio Negro na orla de Manaus/AM. **Acta Amazônica**, v. 39(3), p.627–638, 2009.

PIRES, A. M. M. **Ácidos Orgânicos da Rizosfera: Aspectos Qualitativos e Quantitativos e Fitodisponibilidade de Metais Pesados Originários de Biossólidos**. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas), Escola Superior de Agricultura, Piracicaba, USP, 2003.

PORTZ A.; MARTINS C. A. da C.; LIMA E.; ZONTA E. Teores e acúmulo de nutrientes durante o ciclo da mandiocinha-salsa em função da aplicação de nitrogênio, fósforo e potássio. **Horticultura Brasileira**, v.24, p.329-333, 2006.

PROEXTI, 2006. **Controle fitossanitário em hortaliças cultivadas pela Comunidade Nova Esperança, Manaus/AM**. Relatório final de ações de extensão e interiorização. Universidade Federal do Amazonas.

PROJETO GEO CIDADES: **Relatório ambiental urbano integrado**. Manaus/Rio de Janeiro: Consórcio Parceria 21, 2002. 188 p.

RASCIO, N.; NAVARI-IZZO, F. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?. **Plant Science**, v.180, p.169–181, 2011.

RATUZNY, T.; GONG, Z.; WILKE, B. M. Total concentrations and speciation of heavy metals in soils of the Shenyang Zhangshi Irrigation Area, China. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 156, p.171–180, 2009.

ROCHA, L. C. R. da; HORBE, A. M. C. Contaminação provocada por um depósito de lixo no aquífero Alter do Chão em Manaus – AM. **Acta Amazônica**, v.36, n.03, p.307 – 312, 2006.

ROSAS, J. Castro.; CORTÉS, J. F. C.; REYES, E. M.; HERNANDEZ, D. L.; ALDAPA, C. A. G.; GARCIA, T. E. Presence of faecal coliforms, Escherichia coli and diarrheagenic E. coli pathotypes in ready-to-eat salads, from an area where crops are irrigated with untreated sewage water. **International Journal of Food Microbiology**, v.156, p.176–180, 2012.

SALVATORE, M. D.; CARRATU, G.; CARAFA, A. M. Assessment of heavy metals transfer from a moderately polluted soil into the edible parts of vegetables. **Journal of Food, Agriculture & Environment**, v.7(2), p.683-688, 2009.

SAMPAIO, R. A.; SILVA, L. G. da; COSTA, C. A. da; FERNANDES, L. A.; GUILHERME, D. O. Caracterização qualitativa e quantitativa de metais pesados em alface adubada com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, (Suplemento), p.948–954, 2009.

SANTANA, G. P.; BARRONCAS, P. de S. Rosa. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM). **Acta Amazônica**, v.37, n.01, p.111 – 118, 2007.

SANTOS, F. S.; SOBRINHO, N. M. B. AMARAL; MAZUR, N. Consequências do manejo do solo na distribuição de metais pesados em um agrossistema com feijão-de-vagem (*Phaseolus vulgaris L.*). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, p.191-198, 2003.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. Heavy Metal Contamination in Vegetables Grown in Wastewater Irrigated Areas of Varanasi, India. **Bulletin Environmental Contamination Toxicology**, v.77, p.312–318, 2006.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. M. Heavy metals in vegetables collected from production and market sites of a tropical urban area of India. **Food and Chemical Toxicology**, v.47, p.583-591, 2009.

SHUQAIR, S. M. S. **Estudo da contaminação do solo e água subterrânea por elementos tóxicos originados dos rejeitos das minas de carvão de Figueira no Estado do Paraná.** (Doutorado em Ciências – Tecnologia Nuclear – Materiais), São Paulo, 2002, 129p.

SiBCS - Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2ª. Edição, Embrapa Solos, 2005, 374p.

SILVA, M. L.; SILVA, M. S. R. Perfil da Qualidade das Águas Subterrâneas de Manaus. **HOLOS Environment**, v. 7, n.1, 2007, 15p.

SILVA, D. M. L. da; CAMARGO, P. B. de; MARTINELLI, L. A.; LANÇAS, F. M.; PINTO, J. S. S.; AVELAR, W. E. P. Organochlorine Pesticides in Piracicaba river basin (São Paulo/Brazil): a survey of sediment, bivalve and fish. **Química Nova**, v. 31, n. 2, 214-219, 2008.

SOUDEK, P.; KOTYZA, J.; LENIKUSOVÁ, I.; PETROVÁ, S.; BENESOVÁ, D.; VANEK, T. Accumulation of heavy metals in hydroponically cultivated garlic (*Allium sativum L.*), onion (*Allium cepa L.*), leek (*Allium porrum L.*) and chive (*Allium schoenoprasum L.*). **Journal of Food, Agriculture & Environment**, v.07, n.3-4, p.761-769, 2009.

TIWARI, K. K.; SINGH, N. K.; PATEL, M. P.; TIWARI, M. R.; RAI, U. N. Metal contamination of soil and translocation in vegetables growing under industrial wastewater irrigated agricultural field of Vadodara, Gujarat, India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.74, p.1670–1677, 2011.

TROEH, F. R.; THOMPSON, L. M. **Solos e Fertilidade dos Solos**. 6 ed., Organização Andrei Editora Ltda. 2007, 718p.

VALE, F.; ALCARDE, J. C.; Solubilidade e Disponibilidade dos Micronutrientes em Fertilizantes. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.23, p.441-451, 1999.

VALLADARES, G. S.; CAMARGO, O. A. de; CARVALHO, J. R. P. de; SILVA, A. M. C. Assessment of Heavy Metals in Soils of a Vineyard Region with the use of Principal Component Analysis. **Scientia Agricola (Piracicaba, Brazil)**, v. 66, n.3, 361-367, 2009.

VERKLEIJ, J. A. C.; GOLAN-GOLDHIRSHB, A.; ANTOSIEWISZC, D. M.; SCHWITZGUÉBEL, J.; SCHRÖDERE, P. Dualities in plant tolerance to pollutants and their uptake and translocation to the upper plant parts. **Environmental and Experimental Botany**, v.67, p.10-22, 2009.

WAICHMAN, A. V. Uma proposta de avaliação integrada de risco do uso de agrotóxicos no estado do Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 38(1), p.45-50, 2008.

WEI, J.; JIN, Y.; SIMS, T.; KNIELL, K. E. Internalization of Murine Norovirus by *Lactuca sativa* during Irrigation. **Applied and Environmental Microbiology**, v.77, n.7, p. 2508-2512, 2011.

WELDEGEBRIEL, Y.; CHANDRAVANSI, B. S.; WONDIMU, T. Concentration levels of metals in vegetables grown in soils irrigated with river water in Addis Ababa, Ethiopia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 77, p.57-63, 2012.

WHITE, P. J.; BROWN, P. H. Plant nutrition for sustainable development and global health. **Annals of Botany**, v.105, p.1073-1080, 2010.

World Health Organization (WHO). The Who Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification 2009 <Disponível em <http://www.who.int/en/>>, acesso em 01 de agosto de 2011.

YADAV, S. K. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. **South African Journal of Botany**, v.76, p.167-179, 2010.

YANG, Q.; XU, Y.; LIU, S.; HE, J.; LONG, F. Concentration and potential health risk of heavy metals in market vegetables in Chongqing, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.74(6), 2011, 6p.

YUYAMA, L. K. O.; AGUIAR, J. P. L.; MACEDO, S. H. M.; GIOIA, T.; YUYAMA, K.; FÁVARO, D. I. T.; AFONSO, C.; VASCONCELLOS, M. B. A.; CAZZOLINO, S. M. F. Determinação de elementos minerais em alimentos convencionais e não convencionais da região amazônica pela técnica de análise por ativação com nêutrons instrumental. **Acta Amazônica**, v.27 (3), p.183-196, 1997.

ZHENG, N.; WANG, Q.; ZHENG, D. Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables. **Science of the Total Environment**, v.383, p.81–89, 2007.

ZHUANG, P.; MCBRIDE, M. B.; XIA, H.; LI, N.; LI, Z. Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. **Science of the total Environment**, v.407, p.1551-1561, 2009.