



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

JORGE LUIS DE OLIVEIRA PINTO FILHO

**METAIS PESADOS EM ARGISSOLO ACINZENTADO APÓS A UTILIZAÇÃO DE
REJEITO DE MINERAÇÃO COMO FERTILIZANTE PARA CULTURAS ANUAIS**

MOSSORÓ-RN

2011

JORGE LUIS DE OLIVEIRA PINTO FILHO

**METAIS PESADOS EM ARGISSOLO ACINZENTADO APÓS A UTILIZAÇÃO DE
REJEITO DE MINERAÇÃO COMO FERTILIZANTE PARA CULTURAS ANUAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, Campus de Mossoró, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientadora: Profa. Alessandra Monteiro Salviano
Mendes

MOSSORÓ-RN

2011

JORGE LUIS DE OLIVEIRA PINTO FILHO

**METAIS PESADOS EM ARGISSOLO ACINZENTADO APÓS A UTILIZAÇÃO DE
REJEITO DE MINERAÇÃO COMO FERTILIZANTE PARA CULTURAS ANUAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, Campus de Mossoró, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

APROVADA EM ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Dra. Alessandra Monteiro Salviano Mendes
Presidente

Dr. Francisco Nildo da Silva
Primeiro Conselheiro

Dra. Sandra Maria Campos Alves
Segunda Conselheira

DADOS BIBLIOGRÁFICOS DO AUTOR

JORGE LUIS DE OLIVEIRA PINTO FILHO, filho de Maria Gilnar Souza Monteiro Pinto e Jorge Luis de Oliveira Pinto, nasceu em 27 de outubro de 1985, em Apodi (Região Oeste de RN). Conclui o Ensino Fundamental no Centro Educacional Pequeno Príncipe em 1999 na cidade de Apodi-RN e o Médio no “CAP – Colégio e Curso” em 2002, na cidade de Natal-RN. No ano seguinte retornou ao Oeste Potiguar, pois havia conseguido ingressar na primeira turma (“Os Pioneiros”) do Curso Bacharelado em Gestão Ambiental da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, nessa oportunidade em 2005 chegaram os Professores Alan Martins e Márcia Regina ao curso que se tornou em pouco tempo os “Pais Acadêmicos” e, sobretudo grandes amigos. Paralelamente de 2005 a 2007 foi aluno da primeira turma (“Os Pioneiros”) do Curso de Saneamento do Centro Federal de Educação Tecnológica do Rio Grande do Norte/UNED Mossoró-RN. No ano de 2008 ingressou na primeira turma (“Os Pioneiros”) do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal Rural do Rural do Semiárido (UFERSA), na cidade de Mossoró (RN). No mesmo ano ingressou na UERN como Educador do Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental da UERN, o qual iniciou sua trajetória acadêmica.

Aos meus pais, Jorge Luis de Oliveira Pinto Filho e Maria Gilnar Souza Monteiro Pinto, por terem acreditado que a educação é a maior herança que se pode deixar para os filhos.

DEDICO

As minhas irmãs Mayara Jamille e Isabelly Monteiro, que formam minha pequena e completa família.

OFEREÇO

“Você não sabe o quanto eu caminhei pra chegar até aqui, percorri milhas e milhas antes de dormir, eu não cochilei. Os mais belos montes escalei, nas noites escuras de frio chorei. A Vida ensina e o tempo traz o tom pra nascer uma canção. Com a fé no dia-a-dia, encontro a solução.”

Cidade Negra

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal Rural do Semi-Árido de pelo apoio na realização do curso.

A Professora Dra. Alessandra Monteiro Salviano Mendes, minha orientadora, pelas sugestões para elaboração deste trabalho.

Aos membros da banca, Prof. Dr. Francisco Nildo da Silva e Dra. Sandra Maria Campos Alves, pela discussão do trabalho e sugestões para sua melhoria.

Aos professores e colegas da UFERSA que direta ou indiretamente contribuíram para minha formação pessoal e profissional.

Aos professores da UERN, em especial aos amigos Alan Martins de Oliveira, Raimundo Nonato do Vale Neto e Márcia Regina da Silva Farias, pelo apoio e amizade.

Ao Professor Stefeson Bezerra pela valiosa contribuição nas análises estatísticas;

Ao Doutorando em Fitotecnia da UFERSA Mauro Tosta Costa pela enorme contribuição nas análises estatísticas;

Aos funcionários da UFERSA, EMBRAPA e da EMPARN, pela ajuda na concretização deste estudo.

Aos alunos do curso de Gestão Ambiental da UERN e de Agronomia da UFERSA, pelo auxílio nas atividades de laboratório;

Aos amigos da UFERSA, especialmente Ricardo Callegari, Valter Dantas, Jerônimo Andrade, Andrezza Valéria e Flávio Basílio, pelo incentivo, amizade e força durante o curso.

À Universidade do Estado do Rio Grande do Norte – UERN, em especial aos (às) professores (as) do Departamento de Gestão Ambiental, cujo estímulo e compreensão foram fundamentais para que eu pudesse conciliar o trabalho com o curso.

Neste momento, aproveito para assumir o compromisso de dar sempre o melhor de mim para retribuir à sociedade e a ciência, a toda minha trajetória acadêmica que me foi proporcionada por Universidades públicas e gratuitas.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	09
LISTA DE FIGURAS.....	10
RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	12
1 INTRODUÇÃO.....	13
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1 ASPECTOS GERAIS DE CULTURAS ANUAIS.....	16
2.1.1 Aspectos Gerais da Cultura da Soja.....	16
2.1.2 Aspectos Gerais da Cultura do Milheto.....	17
2.1.3 Aspectos Gerais da Cultura do Melão.....	17
2.2 CONCEITOS E ASPECTOS GERAIS DE METAIS PESADOS.....	20
2.3 MÉTODOS DE EXTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NO SOLO: Mehlich - 1...	23
2.4 CONTAMINAÇÃO DO SOLO POR METAIS PESADOS.....	23
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	29
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
5 CONCLUSÕES.....	47
REFERÊNCIAS.....	48

LISTA DE TABELAS

	Pág.
TABELA 01 – Atributos químicos do Argissolo Acinzentado, Petrolina-PE, 2010.....	29
TABELA 02 – Atributos físicos do Argissolo Acinzentado, Petrolina-PE, 2010.....	29
TABELA 03 – Características químicas do Rejeito de Mineração (RM), Petrolina-PE, 2010.....	30
TABELA 04 – Quantidades de Rejeito de Mineração (RM) e cloreto de potássio (KCl) aplicadas com calcário e outros nutrientes que constituíram os tratamentos, Petrolina-PE, 2010.....	30
TABELA 05 – Composição química da solução nutritiva aplicada ao solo nos tratamentos que recebem todos os nutrientes, Petrolina-PE, 2010.....	32
TABELA 06 – Resumo da análise de variância para o efeito dos fatores fonte e dose de Rejeito de Mineração (RM) sobre os teores de metais pesados extraídos com Mehlich-1 em um Argissolo Acinzentado, após cultivo de Soja, Mossoró (RN), 2010.....	33
TABELA 07 – Resumo da análise de variância para o efeito dos fatores fonte e dose de Rejeito de Mineração (RM) sobre os teores de metais pesados extraídos com Mehlich-1 em um Argissolo Acinzentado, após cultivo de Milheto, Mossoró (RN), 2010.....	34
TABELA 08 – Resumo da análise de variância para o efeito dos fatores fonte e dose de Rejeito de Mineração (RM) sobre os teores de metais pesados extraídos com Mehlich-1 em um Argissolo Acinzentado, após cultivo de Melão, Mossoró (RN), 2010.....	35

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
FIGURA 01 – Teores de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo (Cr) e Níquel (Ni) no solo (mg kg^{-1}) extraídos com Mehlich-1 em um Argissolo Acinzentado, em função das doses de K_2O aplicadas com diferentes fontes, após cultivo de Soja.....	38
FIGURA 02 – Teores de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo (Cr) e Níquel (Ni) no solo (mg kg^{-1}) extraídos com Mehlich-1 em um Argissolo Acinzentado, em função das doses de K_2O aplicadas com diferentes fontes, após cultivo de Milheto.....	41
FIGURA 03 – Teores de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo (Cr) e Níquel (Ni) no solo (mg kg^{-1}) extraídos com Mehlich-1 em um Argissolo Acinzentado, em função das doses de K_2O aplicadas com diferentes fontes, após cultivo de Melão.....	45

RESUMO

PINTO FILHO, Jorge Luis de Oliveira. Metais pesados em Argissolo Acinzentado após a utilização de rejeito de mineração como fertilizante para culturas anuais 2011. 57 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró-RN, 2011.

A utilização do rejeito de mineração como fonte alternativa de nutrientes assume relevante importância nos dias atuais, devido a sua potencialidade de reduzir custos de produção e minimizar impactos ambientais. Sendo assim, objetivou-se neste trabalho avaliar o acúmulo e a disponibilidade de Cd, Pb, Cr e Ni em um Argissolo Acinzentado decorrentes da adição de rejeito de mineração como fertilizante alternativo para culturas anuais. O experimento foi conduzido em casa de vegetação em delineamento inteiramente casualizado com quatro repetições, arranjo fatorial 4 x 3, representando quatro doses (0, 60, 120 e 240 mg kg⁻¹ de K₂O) e três fontes (RM sem aplicação de adubação complementar, RM com aplicação de adubação complementar e o KCl, como tratamento referência). Os resultados indicaram que a aplicação do rejeito de mineração não promoveu aumento dos teores disponíveis de Cd e Pb no solo ao longo dos ciclos da soja, milho e melão; entretanto provocou incremento dos teores disponíveis de Cr e Ni no solo no decorrer dos três cultivos sucessivos. É possível, o uso do rejeito de mineração associado à adubação complementar, como fonte alternativa de K para culturas anuais e reduzir custos com fertilizantes comerciais.

Termos de indexação: Fertilizantes alternativos, metais pesados no solo, poluição do solo.

ABSTRACT

PINTO FILHO, Jorge Luis de Oliveira. Heavy metals in Argisoil Grayish after the use of mining waste as fertilizer for annual crops. 2011. 57 f. Dissertation (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró-RN, 2011.

The use of mining waste as an alternative source of nutrients assumes significant importance today, due to their potential to reduce production costs and minimize environmental impacts. Thus, this study aimed to evaluate the accumulation and availability of Cd, Pb, Cr and Ni in an Ultisol under the addition of mining waste as an alternative fertilizer for crops. The experiment was conducted in a greenhouse, in desing was the causalized blocks with four replications, in a factorial outline (4 x 3), with four sources (0, 60, 120 and 240 mg kg⁻¹ of K₂O) and three sources (RM without application of additional fertilizer, RM with application of additional fertilizers and KCl as reference). The results showed that application from the mine did not promote accumulation of the available concentration of Cd and Pb in soil along the cycles of soybeans, millet and watermelon, however caused increased levels of available Cr and Ni in soil during the three crops succession. For that, The use of mine tailing associated with additional fertilization is recommended as an alternative source of K for annual crops and reducing costs with commercial fertilizers.

Index Terms: Alternative fertilizers, Heavy metals in soil, Soil pollution.

1. INTRODUÇÃO

O Potássio (K) é um dos nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas (HERNANI et al., 2007), sendo considerado por Kinpara (2003) o macronutriente mais utilizado pelas plantas, sendo superado apenas pelo nitrogênio (N). Para Assad et al. (2006) o referido elemento é o segundo macronutriente em termos de quantidade utilizada no manejo da adubação das culturas, ficando atrás apenas do fósforo (P).

Apesar de ser considerado um elemento de grande presença no solo, é classificado como um recurso natural não-renovável, fazendo-se necessário investigar novas tecnologias, de reciclá-lo no ambiente e garantir a oferta desse nutriente para as plantas (KINPARA, 2003).

Com isso, percebe-se que atualmente vem sendo incentivadas inúmeras pesquisas no intuito de conhecer novas fontes do K. Sendo assim, Sobral et al. (2006) destacam que as fontes alternativas desse nutriente são importantes não somente para diminuir a dependência de insumos externos, como também para a agricultura orgânica que não permite o uso de fertilizantes solúveis como o cloreto de potássio (KCl).

Para Ernani et al. (2007) as principais fontes alternativas de K se restringem ao uso de rochas que contenham K e cinzas. As rochas utilizadas contêm o elemento principalmente na forma de minerais como as micas, os feldspatos e as feldspatóides, já as cinzas, que são provenientes da queima de madeiras, ou de materiais celulósicos em geral, fornecem o K completamente solúvel, cujo comportamento no solo é semelhante ao dos fertilizantes minerais (ERNANI et al., 2007).

Cabe mencionar, que as reservas brasileiras de rochas potássicas atingem 1.456 milhões de toneladas, com um teor médio de 18,66% de K_2O (DNPM, 2008). Atualmente, existe apenas uma mina em operação localizada em Taquarí-Vassouras, em Sergipe, responsável pela produção anual da ordem 471 mil toneladas de K_2O (DNPM, 2007). Sendo assim, verifica-se que o Brasil tem uma grande alternativa de rota de exploração de K e, que carece de estudos de viabilidade da utilização dessas rochas como fontes alternativas de nutrientes.

Com isso, percebe-se que a utilização de fontes alternativas de K é uma opção para aumentar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. No entanto, antes de sua utilização faz-se necessário quantificar os teores de metais pesados nesses materiais, com a finalidade de assegurar que esses elementos não sejam incorporados no meio ambiente pelo uso de pós de rochas ricos em K.

A disponibilidade desses elementos estão relacionadas algumas características do solo, principalmente, no que diz respeito ao potencial hidrogeniônico (pH), capacidade de troca catiônica (CTC), quantidade de matéria orgânica, quantidade e tipos de minerais na fração argila (argilas silicatadas e óxidos) e competição iônica (ANDRADE, 2008).

Algumas fontes de metais pesados, segundo Sparks (2003) são utilizadas como alternativas de nutrientes, podendo-se destacar as rochas, materiais calcários, biossólidos, resíduos da combustão de carvão mineral e, emissões de indústrias metalúrgicas. Para isso, é crucial a formulação de regras e normas que objetivem estabelecer os limites máximos permitidos desses metais no solo, nas plantas, em fertilizantes minerais e orgânicos, bem como em resíduos com potencial para uso na agricultura.

Percebe-se assim que algumas rochas e seus subprodutos são utilizados como fontes alternativas de nutrientes com destaque para rochas magmáticas alcalinas (por exemplo: carbonatitos, kimberlitos, kamafigitos, flogopititos), rochas metassedimentares cálcio-silicáticas e produtos de metassomatismo potássico (por exemplos: biotita xisto, flogopita xisto, biotitito, flogopitito), com distribuição ampla e variável em todo o território nacional (MARTINS et al., 2008)

Com isso, a importância do rejeito utilizado deve-se ao seu potencial de uso agronômico e devido a aplicação de cloreto de potássio (KCl) é proibida nos sistemas orgânicos e a de sulfato de potássio (K_2SO_4) é aceita com restrições. Souza Filho et al. (2006) constataram eficiência agrônômica de um flogopitito como fonte alternativa para o fornecimento do potássio à cultura do mamão, tanto em cultivos tradicionais como em cultivos orgânico. Já Castro et al. (2006) encontraram viabilidade técnica de utilização de rochas brasileiras como fontes alternativas de potássio para a cultura do girassol.

Ainda sobre a eficiência da utilização desses resíduos, Resende et al. (2006) verificaram que determinadas rochas apresentaram efeitos benéficos adicionais ao desenvolvimento das plantas, como poder corretivo da acidez e liberação de outros nutrientes como Ca e Mg, atuando como condicionadores de solo. Em estudos nos solos de cerrado Barbosa Filho et al. (2006) perceberam que a aplicação de rochas silicáticas como fontes alternativas de K para a cultura do arroz de terras altas, causou aumentos significativos na produtividade de grãos e massa da matéria seca. Ainda conforme os referidos autores a fonte de K em rochas ígneas é a flogopita, que apresenta alta solubilidade, liberando este nutriente para as culturas.

Entretanto, esse material deve ser testado em relação à presença de elementos indesejáveis com potencial de contaminação do solo e da água e toxidez para plantas.

Conforme Amaral Sobrinho et al. (1992) o acúmulo de metais pesados no solo em áreas agrícolas está associado à aplicação de fertilizantes e corretivos e outros materiais derivados de rochas, especialmente de calcários e fosfatos, os quais podem conter significativas concentrações desses elementos.

Cabe mencionar também que, para o monitoramento do solo contaminado por metais pesados, faz-se necessário determinar um método adequado para quantificar a disponibilidade desses elementos nesse ambiente. Com isso, para avaliar a disponibilidade de metais pesados em solos contaminados são utilizados extratores ácidos, tais como o Mehlich-1 (CUNHA et al., 2008). Para Abreu et al. (2002) os extratores ácidos extraem os metais, principalmente, pela dissolução dos minerais de argila, sendo a quantidade dependente de concentração do ácido e do tempo de extração.

Conforme Raij (1994) o Mehlich-1 é considerado o extrator universal mais utilizado no diagnóstico da disponibilidade de elementos no solo, entre eles os metais pesados. Abreu et al. (2007) mencionam que o método Mehlich-1 foi desenvolvido para extração de P, sendo seu uso estendido para outros elementos, como os metais pesados.

Desta forma, o estudo tem importância na medida em que contribui para determinar a viabilidade ambiental da utilização de rochas minerais como fonte alternativa de potássio, fazendo com que torne os sistemas agrícolas brasileiros sustentáveis e obtenha uma otimização dos recursos internos.

É oportuno destacar que a utilização de rochas e seus subprodutos como fontes alternativas de nutrientes possibilita a transformação de materiais em um novo grupo de insumos agrícolas, que em alguns casos constituem passivos ambientais em garimpos de mineração.

Assim, objetivou-se com este trabalho avaliar o acúmulo e a disponibilidade de Cd, Pb, Cr e Ni em um Argissolo Acinzentado decorrentes da adição de rejeito de mineração como fertilizante alternativo para culturas anuais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. ASPECTOS GERAIS DE CULTURAS ANUAIS

2.1.1. Aspectos Gerais da Cultura da Soja

A soja é uma planta dicotiledônea, pertencente a família Papilionoideae, gênero *Glycine* (DIAS, 2009). Essa espécie tem como origem o continente asiático, mais precisamente na região da China Antiga (ROCHA, 2009). No Brasil a primeira notícia da soja (*Glycine Max* L.) aconteceu em 1882 quando foram semeadas as primeiras sementes na Bahia. Posteriormente, foi desenvolvida uma espécie forrageira no estado do Rio Grande do Sul (FARIA, 2009). Cabe mencionar que a região do Cerrado brasileiro é considerada como a melhor área para plantar soja, por causa do seu clima, principalmente em relação à temperatura e devido às características latifundiárias, que proporciona um ganho de escala produtiva (NASCINBENI, 2006).

A espécie apresenta planta anual, herbácea, ereta, autógama, com ramificações (ROCHA, 2009). O ciclo dessa planta pode levar de 75, para as mais precoces, a 200 dias para, as mais tardias (SEDIYAMA, 2009). Quanto ao sistema radicular da soja, Rocha (2009) menciona que este é constituído de raiz principal e raízes secundárias distribuídas em quatro ordens. O caule dessa planta é do tipo herbáceo, ereto, pubescente e ramificado, desenvolvendo-se a partir do eixo embrionário, após o início da germinação (ROCHA, 2009).

Outras características dessa planta referem-se aos tipos de folhas, que conforme Rocha (2009) é de três tipos: as cotiledonares, as simples ou unifolioladas e as compostas ou trifoliadas; todas com tamanho, formato e posicionamentos diferentes. No que diz respeito ao fruto Sedyiama (2009) menciona que é do tipo vagem e pode chegar a 400 por planta, com número de grãos variando de um a cinco por vagem.

Os fatores climáticos que mais afetam a cultura da soja são o fotoperiodismo e a temperatura (ROCHA, 2009). As cultivares da soja, em sua maioria, são altamente sensíveis a mudanças entre latitudes ou datas de semeadura, devido às suas respostas às variações no fotoperíodo (BONATO e VELLO, 1999). Com relação, a temperatura Sedyiama (2009) menciona que para indução floral adequada encontra-se entre 20° e 30° e para seu crescimento está em torno de 30° C.

Os maiores produtores mundiais de soja são Estados Unidos, Brasil, Argentina, China, Índia e Paraguai. Os Estados Unidos é o maior produtor mundial desse grão, com produção de 86,77 milhões de toneladas de soja/ano (DIAS, 2009). O Brasil é considerado o segundo colocado na produção mundial do grão (SEDIYAMA, 2009), cuja produção na safra 2006/07 foi de 58,4 milhões de toneladas em 20,687 milhões de hectares, com produtividade

média de 2823 kg/ha (Embrapa Soja, 2010). Atualmente a soja cultivada (*Glycine Max L. Merrill*) destaca-se como a mais importante cultura de grãos do Brasil, colocando o país como o segundo maior produtor, exportador e processador mundial (EMBRAPA, 2004). O Brasil tem grande perspectiva de crescimento na produção da soja nos próximos anos, com a possibilidade de ocupar a primeira posição em 2012 (MINISTÉRIO, 2008).

Assim, a soja é um dos grãos de maior importância no mundo, por possuir diversas formas de consumos, que vão desde a alimentação (humana e animal) até a indústria farmacêutica e siderúrgica, fazendo com que seja considerado um dos produtos agrícolas mais comercializados no mundo (DIAS, 2009). Com isso, Freitas et al. (2001) destacam que essa diversidade de consumo é possível devido as indústrias de processamento de soja produzirem subprodutos (farelo e óleo) que se constituem em importante matéria-prima para diversos setores industriais.

2.1.2. Aspectos Gerais da Cultura do Milheto

O milheto (*Pennisetum glaucum*) tem a origem africana, ciclo vegetativo de 150 a 160 dias, crescimento cespitoso e ereto, 7% a 12% de proteína bruta na matéria seca e pode ser utilizado para pastoreio, feno, produção de grãos para ração e silagem (BRAZ et al., 2004). Essa espécie cuja origem é africana se adapta ao semi árido e produz uma forragem em tempo curto, tornando-se uma boa opção para alimentação dos animais. (NICOLAU SOBRINHO et al., 2009). Sendo assim, percebe-se que o milheto é um dos cereais de maior importância no mundo, considerado excelente alternativa para a produção de grãos e forragem, especialmente em regiões áridas ou semi áridas da Índia e África (MOREIRA, et al., 2003). Essa cultura é uma excelente opção para a produção de palha para cobertura de solos no sistema de plantio direto, sendo fundamental na implantação e desenvolvimento deste sistema de produção no Brasil. (LANDRES, 1994).

Nesse sentido, Tabosa et al. (1999), destacam que essa planta pode ser aproveitada para colheita de grãos ou como forragem suplementar no período seco, sendo assim uma alternativa para suprir a carência de alimento em períodos de escassez, além de sobreviver melhor que outros cereais em solos arenosos e pouco férteis.

A cultura do milheto tem o sistema radicular que pode chegar a 3 metros de profundidade, o que torna fácil a ciclagem de nutrientes para as camadas mais superficiais (PACHECO et al., 2007). Essa planta tem grande a adaptabilidade aos solos ácidos e de baixa fertilidade, os quais são extremamente limitantes para o cultivo do milho, do sorgo e de outras culturas (PEREIRA FILHO et al., 2003); tem baixa exigência hídrica, tornando-o mais vantajoso que outras culturas, como o milho e o sorgo (NASCIMENTO, 2008).

O milho é uma gramínea de origem tropical, anual de verão, de fácil implantação e manejo, que se destaca por sua adaptação a uma grande diversidade de ambientes e a diferentes condições de clima e solo, caracterizando-se por sua precocidade, seu alto potencial de produção e sua qualidade nutritiva (NICOLAU SOBRINHO et al., 2009).

Essa gramínea apresenta elevada tolerância a altas temperaturas e a períodos com déficit hídrico (PAYNE, 2000). Com relação à variável umidade relativa do ar um valor considerado adequado encontra-se na umidade de 60% (MOREIRA et al., 2003).

O milho apresenta bom desenvolvimento na maioria dos solos, desde que estes não sejam sujeitos a encharcamento (NICOLAU SOBRINHO et al., 2009). O desenvolvimento adequado do milho se dá em solos de baixa fertilidade e arenosos, sendo muito tolerante à seca (CASTRO, 2009). Tal afirmação é confirmada por Moreira et al. (2003) ao mencionar que para o bom desenvolvimento do milho faz-se necessário solos arenosos.

O Brasil é o terceiro maior produtor desse cereal, superado apenas pelos Estados Unidos e a China (ÁVILA, 2009). As perspectivas de crescimento do milho no Brasil nos próximos anos são enormes com a possibilidade de ocupar a segunda posição já em 2012 (MINISTÉRIO, 2008).

No Brasil, a cultura é uma excelente opção para a produção de palha para cobertura de solos no sistema de plantio direto (MOREIRA et al., 2003). A relevância dessa cultura ainda se dá por ser fonte de pasto ou forragem de inverno em regiões e épocas com pouca disponibilidade hídrica, e mais recentemente, em menor escala, como fonte de grãos utilizáveis em formulações de rações para animais (MOREIRA et al., 2003). Com isso, o milho é uma excelente alternativa para produção de silagem (ANDRADE E ANDRADE, 1982).

Diante do exposto, constata-se que a cultura do milho assume importante papel para a agricultura brasileira, já que é utilizado para vários propósitos, como enaltecem Pacheco et al. (2007) a produção de grãos, planta de cobertura para o plantio direto, planta forrageira, produção de farinhas para o consumo humano e como planta para produção de biomassa.

2.1.3. Aspectos Gerais da Cultura do Melão

O melão (*Cucumis melo* L.) se classifica botanicamente na Família: Cucurbitaceae, (MONTEIRO, 2007), podendo existir 40 variedades botânicas dessa espécie (MALLICH e MASSUI, 1996). Tem origem indefinida, pois alguns autores revelam que seja na África, já outros no Oeste da Ásia (MONTEIRO, 2007). No Brasil, essa planta foi

introduzida por imigrantes europeus na década de 1860, e inicialmente cultivada em São Paulo, Rio Grande do Sul, região Nordeste e sul do estado do Pará. (BARRETO, 2008).

Com relação aos tipos de melão cultivados no Nordeste do Brasil, Oliveira (2008) aponta que existem dois tipos: o *Cucumis melo Inodorus* e o *Cucumis melo Cantaloupensis*, que correspondem, respectivamente, aos melões inodoros e aos melões aromáticos variedades Cantaloupensis e Reticulatus.

A espécie apresenta planta anual, herbácea, de caule prostrado, com um número de hastes ou ramificações variável, em função da cultivar (MONTEIRO, 2007). As folhas são de tamanho e forma bastante variados. As suas flores podem ser monóicas, ginóicas ou, na sua maioria andromonóicas (presença de flores masculinas e hermafroditas). Os frutos são bastante variados, tanto com relação ao tamanho, que podem ter de 100 gramas até vários quilogramas como com relação ao formato, podendo ser achatado, redondo ou cilíndrico, (ALBUQUERQUE JÚNIOR, 2003). No que diz respeito às raízes do meloeiro as mesmas se desenvolvem até a extensão das ramas e podem atingir até 1,2m de profundidade (MONTEIRO, 2007).

O fator climático que mais afeta a cultura do melão é a temperatura, desde a germinação das sementes até a qualidade do fruto (MONTEIRO, 2007). O crescimento das plantas e sua boa produtividade dependem de elevadas temperaturas, na faixa de 20 a 32° C (PEDROSA, 1997). A faixa ótima de temperatura de germinação é entre 20 a 30° C (CRISÓSTOMO et al., 2002). A temperatura ideal encontra-se na faixa entre 25 a 35° C (OLIVEIRA, 2008; SILVA et al., 2002).

Outro fator climático que exerce a influência na cultura do melão é a intensidade luminosa (MONTEIRO, 2007). Ainda com base no autor, a redução da intensidade de luz ou o encurtamento do período de iluminação contribuem para uma área foliar menor. Segundo Crisóstomo et al. (2002) a alta luminosidade pode proporcionar condições climáticas adequadas para a boa produtividade do melão.

Altos índices pluviométricos e elevada umidade relativa do ar dificultam o cultivo do meloeiro, principalmente pela falta de resistência foliar a doenças e pelo efeito deletério de chuvas na qualidade dos frutos (MONTEIRO, 2007). Para Silva et al. (2002) uma adequada umidade relativa do ar, encontra-se na faixa entre 65 a 75%.

Para o bom desenvolvimento do meloeiro faz-se necessário solos leves e soltos, profundos, com boa drenagem, textura franco-arenosa a areno-argilosa e, sobretudo, que permitam o estabelecimento do sistema radicular (MONTEIRO, 2007). Vale salientar, que o excesso de umidade no solo dificultam ou até inviabilizam o cultivo do meloeiro.

(MONTEIRO, 2007). O melão se adapta muito bem a diferentes tipos de solos, mas conforme Silva et al. (2002), deve-se escolher, solos ricos em matéria orgânica e que sejam leves e soltos, profundos e que permitam boa drenagem.

O melão posiciona-se como a oitava fruta mais produzida no mundo – 21,7 milhões de toneladas em 2009 – e está entre as dez mais exportadas, com mercado internacional estimado em mais de 1,6 milhão de toneladas por ano (FAO, 2009).

No mercado nacional, representa uma das espécies olerícolas de maior expressão econômica, com produção em 2007, segundo dados da Food and Agriculture Organization – FAO (2009), de aproximadamente 495 mil toneladas, em uma área de 21.576 hectares, correspondendo a uma produtividade média de 22,9 ton ha⁻¹.

No ano de 2008 foram exportadas pelo Brasil 211,8 mil toneladas de Melão (IBRAF, 2008). Em 2009, o faturamento do país com a exportação de melão foi de US\$ 122 milhões (FNP, 2010). O Nordeste é a principal região produtora de melão do País, contribuindo com mais de 90% da produção nacional.

A produção brasileira de melão, em 2009, foi de aproximadamente 341 mil toneladas, numa área colhida de 15,5 mil hectares, resultando em produtividade média de 22 toneladas por hectare. Os Estados do Ceará e do Rio Grande do Norte são os principais produtores nacionais de melões. (FNP, 2010). Conforme o IBGE (2007), as regiões da Chapada do Apodi, localizada entre os rios Piranhas-Açu (RN) e do Jaguaribe (CE), são as responsáveis por mais de 80% da safra brasileira. Os estados de São Paulo e Rio Grande do Sul são responsáveis pelo restante da produção (MONTEIRO, 2007).

2.2. CONCEITOS E CARACTERÍSTICAS GERAIS DE METAIS PESADOS

O conceito de metal pesado é definido com base em diversos parâmetros, tais como: massa atômica, densidade, número atômico e propriedades químicas (KABATA-PENDIAS (2000). Entretanto, alguns termos, como elemento traço e tóxico são utilizados como sinônimos para metais pesados, porém com restrições na comunidade científica (BIONDI, 2010). Sendo assim, neste texto utilizaremos o conceito definido por Biondi (2010) para metal pesado como sendo um grupo de metais e semi-metais associados à toxicidade e potencial poluidor mesmo que alguns, em baixas concentrações, sejam essenciais para organismos vivos.

Metais pesados são todos aqueles elementos que apresentam massa específica superior a 6 g cm⁻³, número atômico maior do que 20, poluem e podem provocar diferentes níveis de danos a biota (MEURER, 2007). Esses elementos são constituintes de solos onde

normalmente ocorrem em baixas concentrações, não representando em condições naturais riscos para o homem, animais e plantas (COSTA et al., 2006).

Os metais pesados podem se acumular no solo de acordo com Costa et al. (2006) pelo uso contínuo e prolongado de fertilizantes minerais e corretivos de acidez, resíduos industriais e urbanos, água de irrigação poluída e pela deposição atmosférica. Freitas et al. (2009) também afirmam que a contaminação no solo por metais é oriunda das atividades antropogênicas relacionadas principalmente com a mineração, o descarte de resíduos industriais, a aplicação de lodo de esgoto, fertilizantes e pesticidas no solo. Em áreas agrícolas Biondi (2010) aponta que pesticidas, calcários, fertilizantes minerais e orgânicos são considerados como as principais fontes de entrada de metais pesados no solo.

Os metais pesados mais tóxicos são o mercúrio (Hg), chumbo (Pb), cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni) e cobalto (Co); sendo que os três primeiros são considerados mais tóxicos para os animais, enquanto os quatro últimos são denominados fitotóxicos por apresentarem maior toxicidade para as plantas (MEURER, 2007). Entre estes, destacam-se o cádmio (Cd), o cromo (Cr), o chumbo (Pb) e o níquel (Ni) por serem considerados os mais perigosos no tocante a sua toxicidade e potencial de bioacumulação (SANTOS et al., 1999).

O Cd é um elemento não essencial para os seres vivos, apresenta toxicidade alta (DOMINGUES, 2009) e em concentrações acima de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ já evidenciam contaminação do solo (MCBRIDE, 1994). Sendo assim, Mâcedo (2006) considera o Cd um elemento bioacumulativo, persistente e, por ser potencialmente carcinogênico, faz-se necessário o monitoramento dos seus teores em plantas e solos agrícolas, com a finalidade de controlar sua entrada na cadeia alimentar.

Com relação às fontes de origem de Cd, Domingues (2009), aponta como naturais os minérios de Zn e Pb e as rochas fosfáticas; enquanto as de origem antropogênica relacionam-se com a deposição de resíduos de mineração, galvanoplastia e indústria de pilhas e baterias. Além destas, o Cd conforme Henrique (2005) também pode ter como fonte de contaminação a solda e o tabaco.

O Cd não se encontra livre na natureza, sendo seu principal mineral a grenoquita que se encontra em pequenas quantidades no solo, usualmente associada a minérios de Zinco (Zn) (MACÊDO e MORRIL, 2008). Segundo os mesmos autores, o Cd tende a estar presente em maiores concentrações nas camadas superficiais do solo, o que é um reflexo da adição do elemento, principalmente, via deposição atmosférica, da aplicação de fertilizantes fosfatados e da incorporação de restos vegetais acumuladores de metais.

No entanto, o principal fator determinante da quantidade de Cd no solo é a composição química da rocha de origem (MACÊDO e MORRIL, 2008). Essa afirmação é corroborada por Silva (2006) ao mencionar que as rochas fosfatadas usadas para a produção dos fertilizantes constituem, geralmente, a mais importante fonte de contaminação com Cd em solos agrícolas, sendo que seus teores médios no solo variam, conforme Macêdo e Morril (2008), entre 0,07 a 1,1 mg kg⁻¹.

De acordo com Mâcedo e Morril (2008) o Pb encontra-se entre os metais pesados mais tóxicos, tendo a contaminação atribuída à combustão de gasolina; atividades industriais; ao uso de fertilizantes e corretivos e; ao uso generalizado de inseticidas com elevadas concentrações deste elemento. Outras fontes de origem desse elemento são a fabricação e reciclagem de baterias de automóveis, indústria de tintas, pinturas em cerâmicas, soldagem e resíduos de mineração (HENRIQUE, 2005). O principal minério fonte de Pb no solo é a Galena ou sulfeto de chumbo natural, que contém cerca de 90% de Pb, sendo encontrado principalmente em rochas sedimentares, vulcano-sedimentares, hidrotermais e metamórficas. (ANDRADE, 2008). Para Shriver et al. (2008) galena é o principal minério de onde se extrai o Pb (sulfeto de chumbo (II) – PbS) cuja estrutura octaédrica, tem o átomo Pb central, coordenado por seis átomos de enxofre e este coordenado por outros seis átomos de Pb.

O teor de Pb em solos é influenciado conforme Mâcedo et al. (2008) pela rocha de origem; entretanto devido a poluição por este elemento a maioria dos solos são facilmente enriquecidos com este metal, especialmente nos horizontes superficiais. Ainda conforme o autor, o Pb tem enorme potencial tóxico e elevada persistência no ambiente, sendo considerado como o segundo elemento mais perigoso no ambiente. Essa afirmação é corroborada por Cecchi et al. (2008) que apontam o Pb como destaque entre os metais pesados devido a sua ampla utilização e persistência no solo. Com isso, Torri & Lavado (2009) mencionam que este elemento, quando incorporado ao solo, pode afetar a cadeia alimentar, configurando importante ameaça devido a sua alta toxicidade para seres humanos.

Conforme Costa et al. (2006) o Cr tem uma toxidade alta e fitoxidade média, que podem acarretar danos a saúde humana, caso seja inserido na cadeia alimentar. De acordo com Mâcedo (2004) esse metal pode causar úlceras cutâneas, inflamação nasal e câncer de pulmão.

As fontes de origem natural do Cr relacionam-se com minerais cromita e solos oriundos de rochas ultramáficas, aquelas de fontes antropogênicas relacionam-se com a deposição de resíduos ou produtos de galvanoplastia, ligas metálicas, esgoto industrial, produtos anticorrosivos e curtume (DOMINGUES, 2009). Outras fontes de origem desse

elemento são as indústrias de corantes, esmaltes, tintas, ligas com aço e Ni, cromagem de metais e resíduos de mineração (HENRIQUE, 2005).

O Ni apresenta toxicidade e fitotoxicidade média (COSTA et al., 2006) e de acordo com Domingues (2009) apresenta como fonte antropogênica, em particular ao solo, as ligas metálicas, indústrias de baterias, resíduos industriais e produção de óleos vegetais. Vale destacar, conforme o referido autor, que esse metal pesado pode ser encontrado naturalmente no ambiente, principalmente em solos oriundos de rochas ultramáficas. Outras fontes de origem desse elemento são as baterias, aramados, fundição e nivelamento de metais, refinarias e resíduos de mineração (HENRIQUE, 2005).

2.3. MÉTODO DE EXTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NO SOLO: Mehlich -1

O monitoramento bem sucedido de metais pesados no solo, conforme Ferreira et al. (2009) depende de um método químico eficiente para medir a fração desses elementos colocada à disposição das plantas. Cabe mencionar, que no Brasil, ainda não existe um procedimento definido para avaliar a disponibilidade de metais pesados potencialmente tóxicos (ABREU et al., 2001). No entanto, atualmente para avaliar a disponibilidade de metais pesados em solos contaminados são utilizados extratores ácidos, como o Mehlich-1 (CUNHA et al., 2008). O método Mehlich-1 foi desenvolvido para extração de P, sendo seu uso estendido para outros elementos, como os metais pesados (Abreu et al., 2007). Tal afirmação é enaltecida por Raij (1994) ao mencionar que entre os extratores universais mais utilizados no diagnóstico da disponibilidade de elementos no solo, aponta-se o Mehlich-1.

Para Matiazzo et al. (2001) é difícil ter um extrator que tenha boa correlação com as quantidades fitodisponíveis para todos os metais pesados no solo. Porém, constata-se inúmeras pesquisas mostrando a boa eficiência do extrator Mehlich-1 na previsão da disponibilidade de micronutrientes para culturas de interesse agrônomo (ANJOS e MATTIAZZO, 2001; MARTINS et al., 2003; PIRES e MATTIAZZO, 2003). O método de extração para os micronutrientes que empregam a solução de Mehlich-1 é o mais adotado pelos laboratórios, apesar de não existir entre esses uma definição clara a respeito do melhor extrator (ABREU e RAIJ, 1996).

A utilização do Mehlich-1 para avaliar o teor de metais pesados no solo se dá devido ser este um método que determina os teores trocáveis ou a fração dos elementos que estão disponíveis às plantas (SILVA et al., 2004). Para Abreu et al. (2002) os extratores ácidos extraem os metais, principalmente, pela dissolução dos minerais de argila, sendo a quantidade dependente de concentração do ácido e do tempo de extração. O Mehlich-1 é o método mais utilizado nas análises de rotina por comodidade operacional, por eficiência

agronômica, bem como por suas boas correlações com os micronutrientes absorvidos pelas plantas (SILVA e MENEZES, 2010).

Ao avaliar os teores de metais pesados em rejeito de mineração Silva et al. (2004) constatou ausência de Cd, Cr e Pb quando extraídos por Mehlich -1, e, segundo o autor indica a não observância de risco de contaminação ambiental por esses elementos. Para Ferreira et al. (2009) os teores disponíveis de metais pesados no solo também não aumentaram após a aplicação do pó de basalto como fonte de nutrientes quando se utilizou o Mehlich-1 como solução extratora.

2.4. CONTAMINAÇÃO DO SOLO POR METAIS PESADOS

As principais atividades antropogênicas que têm contribuído para o aumento da concentração de metais pesados no solo são a atividade de mineração, a disposição de resíduos tóxicos e as práticas agrícolas (MENDES et al., 2010).

Em ambientes rurais as principais fontes de entrada de metais pesados no solo são os insumos agrícolas como pesticidas, calcários, fertilizantes minerais e orgânicos (BIONDI, 2010). Mendes et al. (2006) apontam a existência de concentrações consideráveis de metais pesados em fertilizantes minerais. Banat et al. (2007) destacam que a incorporação de metais pesados aos solos ocorre tanto em áreas agrícolas situadas próximas a regiões industriais, bem como em regiões em áreas de agricultura intensiva, com grande avanço tecnológico.

Ainda com relação às fontes de contaminação do solo, é oportuno destacar o rejeito de mineração, que conforme Gonçalves (2008) seu uso pode implicar na adição ao solo de metais pesados. No entanto, o mesmo autor menciona que a utilização desse produto na agricultura pode ser viável desde que sua natureza, composição e sua dinâmica no solo forem conhecidas. Sendo assim, o monitoramento dos teores de metais pesados em rejeito de mineração torna-se crucial para sustentabilidade agrícola e para segurança alimentar.

Os metais pesados Cd, Pb, Cr e Ni são exemplos de elementos que podem apresentar potencial tóxico para as plantas, animais e homens, tendo como particularidade por ter aporte antropogênico por meio de insumos agrícolas e resíduos industriais (SILVA, 2006). Os metais Cd, Pb, Cr e Ni distribuem-se no ambiente pela deposição de material particulado, depósitos de rejeito e pilhas de estéril (FREITAS et al., 2009). Para Santos et al. (1999) os metais Cd, Pb, Cr e Ni são considerados os elementos mais perigosos no tocante a sua toxicidade e potencial de bioacumulação.

O Cd e Pb estão inseridos em uma lista das 20 substâncias tóxicas consideradas mais perigosas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, ocupando o quarto e o segundo lugar, respectivamente, entre os metais pesados (FREITAS et al., 2009).

O Cd encontra-se no solo, através de fontes naturais e fontes antrópicas (BIZARRO, 2007). Destacam-se como fontes naturais a deposição atmosférica e o material de origem (ADRIANO, 1986). Esse elemento tem como principais fontes de origem, conforme Henrique (2005) a solda, o tabaco, as baterias e pilhas, e os subprodutos da mineração. Com isso, Bizarro (2007) considera esse elemento como um dos principais contaminantes do ambiente e um dos mais tóxicos, sendo apontado também como potencialmente tóxico a diferentes espécies da biota e humanos (ALLOWAY e AYRES, 1996).

Os teores de Cd no solo variam conforme a fonte de origem, para solos que são influenciados por material de origem Kabata-Pendias (2000) apontam que o teor Cd encontra-se entre 0,1 e 0,3 mg kg⁻¹ para solos derivados de rochas ígneas. Ainda com base no mesmo autor, solos não contaminados, devem apresentar teores menores que 1,0 mg kg⁻¹.

Nos rejeitos de mineração ocorrem à solubilização do Cd, sendo distribuído no solo pelos processos de drenagem natural, lixiviação e erosão (CUNHA, 2003; SILVA et al., 2004). Assim, percebe-se que o Cd fica disponível ao ambiente, podendo acarretar danos à biota, nesse sentido, Accioly e Siqueira (2000) apontam que esse metal acarreta sérios danos ao funcionamento e biodiversidade do ecossistema e à saúde pública. Essa afirmação é corroborada por Roels et al. (1999) ao destacarem que o Cd é um elemento não essencial aos organismos e pode causar alguns efeitos adversos para a saúde animal e de humanos. Com isso, constata-se que o Cd é um elemento não essencial aos vegetais, sendo considerado um metal que tende a ser mais móvel em solos, tornando-se mais disponível para as plantas do que outros metais pesados. (BIZARRO, 2007).

Enquanto para solos adubados com fertilizantes fosfatados Gonçalves e Pessoa (2002) apontam que os teores de Cd em um solo do tipo argissolo varia de 4 a 323 mg kg⁻¹. Com isso, percebe-se que as rochas fosfatadas usadas para a produção dos fertilizantes aumentam os teores de Cd no solo, sendo considerado por Silva (2006) como a mais importante fonte com Cd em solos agrícolas. Os teores médios de Cd no solo variam entre 0,07 a 1,1 mg kg⁻¹ (MACÊDO e MORRIL, 2008). Os teores desse elemento no solo e na parte área de mucuna preta após a utilização de fertilizantes fosfatados aumentaram. (MENDES et al., 2006).

Ao investigar os teores de Cd no solo após o cultivo do milho adubados com diferentes fontes de fósforo Freitas et al. (2009) apresentaram maior concentração desse elemento com o aumento das doses. Vale destacar, que Gonçalves et al. (2008) observaram que o Cd no solo foram inferiores a 0,2 mg kg⁻¹ quando utilizou-se fertilizantes minerais a base de fosfatos. Na utilização de fertilizantes fosfatados promoveram aumento nos teores

disponíveis de metais pesados no solo, principalmente do elemento Cd, chegando a níveis de $0,66 \text{ mg kg}^{-1}$ (RAMALHO et al., 1999).

A concentração média do Cd no solo conforme WHO (1992) varia entre 0,1 e $0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$. Em estudos sobre os teores de metais pesados adubados com rochas minerais, Moraes (2009) constatou que o Cd é um elemento tóxico potencialmente perigoso, apresentando teor de $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ quando extraídos com Mehlich-1. Molina et al. (2006) constataram que os teores de Cd nas amostras de solo em função da aplicação de fertilizantes minerais quando extraídos com Mehlich-1 ficaram abaixo da concentração de $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$.

Diante dos riscos que o Cd representa ao ambiente, faz-se necessário o monitoramento desse metal no solo adubado com rejeito de mineração com a finalidade de averiguar a possibilidade do mesmo entrar na cadeia trófica.

O desenvolvimento industrial tem causando contaminação ambiental e, com destaque para a atividade de mineração, pois contribui decisivamente para a poluição do solo por metais pesados, principalmente pelo Pb (GUPTA e BHATTACHARYYA, 2005). Com isso, Mâcedo e Morril (2008) apontam o Pb entre os metais pesados mais tóxicos, tendo a contaminação atribuída à combustão de gasolina; atividades industriais; ao uso de fertilizantes e corretivos e; ao uso generalizado de inseticidas com elevadas concentrações deste elemento. Outras fontes de origem desse elemento são a fabricação e reciclagem de baterias de autos, indústria de tintas, pinturas em cerâmicas, soldagem e resíduos de mineração (HENRIQUE, 2005)

O Pb tem alta toxicidade para seres humanos, com isso, deve-se ter cuidado ao ser incorporado ao solo para não afetar a cadeia alimentar (TORRI e LAVADO, 2009). O Pb é citado por Tsutiya (2006) como um dos metais presentes em rejeito de mineração. Esse metal pesado conforme Cecchi et al. (2008) é considerado um dos poluentes mais importante, devido sua ampla utilização e sua persistência no solo e, tem efeito acumulativo, causando danos ao sistema nervoso do ser humano (COSTA et al., 2009).

Em solos não contaminados os teores de Pb encontrados por Reaves e Berrow (1984) foram em média de 13 mg kg^{-1} para solos minerais e de 30 mg kg^{-1} para solos orgânicos.

Ao estudar os teores de Pb no solo após o cultivo do milho adubados com diferentes fontes de fósforo Freitas et al. (2009) apresentaram maior concentração desse metal com o aumento das doses. A concentração média do Pb no solo conforme WHO (1995) varia entre 10 e 70 mg.kg^{-1} . Ao verificar os teores de Pb em solos adubados com rochas minerais Moraes (2009) encontrou valores de $2,4 \text{ mg kg}^{-1}$ quando extraídos com Mehlich-1.

A incorporação de metais pesados tem ocorrido com maior frequência nos últimos anos devido às atividades antropogênicas, com ênfase para a mineração e, dentre esses metais destaque-se conforme Araújo (2009) o Cr, por ser considerado um elemento tóxico em grandes quantidades, podendo causar danos ao organismo humano (MACÊDO, 2004).

O Cr pode ser encontrado na natureza em rochas, animais, indústrias, solo, poeiras e gases vulcânicos e ocorre principalmente na forma de cromita de ferro (SILVA, 2003). Para Biondi (2010) o Cr é um elemento essencial apenas em pequenos teores, já em doses elevadas torna-se tóxico. Tal afirmação é corroborada por Shrivastava et al. (2002) ao mencionar que o Cr é tóxico, carcinogênico e mutagênico para animais e humanos. Para Vieira (2007) o Cr está amplamente distribuído na superfície da Terra e, pode acarretar danos aos seres humanos, já que quando absorvidos dificilmente serão eliminados.

Existe um problema com relação ao Cr devido a sua toxicidade e, principalmente por que esses elementos tendem a acumular na cadeia alimentar, ocasionando prejuízos ambientais (DALCIN, 2009). Conforme Costa et al. (2006) o Cr tem uma toxicidade alta e fitotoxicidade média, que podem acarretar danos a saúde humana, caso seja inserido na cadeia alimentar. De acordo com Mâcedo (2004) esse metal pode causar úlceras cutâneas, inflamação nasal e câncer de pulmão.

No solo o Cr é encontrado em concentrações variadas, mas inferiores as consideradas tóxicas para várias espécies (JORDÃO, et al., 1999). O nível desse elemento no solo pode aumentar devido ao despejo das indústrias têxteis, de pigmentos, curtume de couro, de eletrodeposição e por meio de partículas liberadas da cinza do carvão (ATSDR 2000). O Cr tem baixa mobilidade no solo e dificilmente é lixiviado (SILVA; PEDROSO, 2001). Esse metal pesado é encontrado no solo em concentrações que variam de 2 a 60 mg kg⁻¹ (AZEVEDO e CHASIN, 2003). Os níveis de Cr no solo para Dalcin (2009) são da ordem de 80-200 µg g⁻¹. Já Chiffolleau (1994) menciona que esse elemento ocorre em rochas básicas e ultrabásicas, sendo sua concentração média na crosta terrestre de 100 µg g⁻¹. Enquanto Dal Bosco (2007) menciona que os níveis de Cr µg g⁻¹ no solo são da ordem de 80-200 µg g⁻¹.

Em relação à recomendação dos teores de Cr para solos agrícolas Swedish Environmental Protection Agency (2002) sugere valor de no máximo de 5 mg kg⁻¹. Para o Canadian Council of Ministers of the Environment recomenda-se 0,4 mg kg⁻¹ de Cr para solos destinados à agricultura. Em solos adubados com rochas minerais, Moraes (2009) constatou que o Cr apresentou teor de 0,2 mg kg⁻¹ quando extraídos com Mehlich-1. Os teores de Cr no solo em função da aplicação de doses de fertilizantes minerais ficaram abaixo da concentração de 0,5 mg kg⁻¹ (MOLINA et al., 2006).

O Ni pode ocorrer na formação de concentrações normais de solos, rochas, bem como em fontes antrópicas, principalmente em rejeito de mineração (DALCIN, 2009). Para Domingues (2009) esse metal pesado pode ser encontrado naturalmente no ambiente, principalmente em solos oriundos de rochas ultramáficas e, em fontes antrópicas nas ligas metálicas, indústrias de baterias, resíduos industriais, produção de óleos vegetais, refinarias e resíduos de mineração (HENRIQUE, 2005).

Para Pavanelli et al. (2004) o Ni está presente em vários minérios, com isso é abundante na crosta terrestre. Cabe mencionar que esse elemento é classificado como essencial em pequenos teores por desempenhar funções biológicas importantes no metabolismo de diversos organismos, no entanto em grandes quantidades possui ação carcinogênica e efeito deletério a diversos organismos vivos. (ARAÚJO, 2009).

O Ni apresenta toxicidade e fitotoxicidade média (COSTA et al., 2006). Esse metal pesado conforme Dalcin (2009) apresenta toxicidade que pode afetar de maneira direta o ser humano e causar prejuízo ambiental.

Os principais efeitos do Ni à saúde por ser um elemento carcinogênico, com isso causa danos em dermatite de contato e na estrutura DNA (WHO, 1991). Conforme Revoredo e Melo (2006) o níquel pode expressar seu potencial poluente diretamente nos organismos do solo, pela disponibilidade às plantas em níveis fitotóxicos, além da possibilidade de transferência para a cadeia alimentar através das próprias plantas ou pela contaminação das águas de superfície e subsuperfície.

O teor de Ni no solo é muito variável dependendo de fatores como a rocha de origem, para WHO (1991) o valor é de 75 mg.kg^{-1} . Para Chagas (2000) os valores desse elemento no solo variam entre 20 e 40 ppm. Em estudos sobre os teores de metais pesados adubados com rochas minerais, Moraes (2009) constatou que o Ni apresentou teor de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ quando extraídos com Mehlich-1. Esse metal pesado pode também ser incorporado ao solo através do uso de calcários e de fertilizantes fosfatados, que podem conter até 300 mg kg^{-1} (REIS, 2002).

Estudando as consequências da aplicação de doses de fertilizantes minerais quando extraídos com Mehlich-1 Molina et al. (2006) identificaram que o Ni apresentou valores abaixo de $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$.

Portanto, determinar o teor de metais pesados em solo adubados com rejeito de mineração pode contribuir na identificação se o mesmo é uma área contaminada, uma vez que o aumento do teor de metais pesados pode gerar consequência para cadeia trófica. Com isso, torna-se alto os riscos da contaminação da cadeia trófica via absorção pelas plantas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no período de março a outubro de 2008, em casa de vegetação, na EMBRAPA Semi-árido, Petrolina-PE. Utilizou-se amostra, coletada na profundidade de 0-20 cm, de um Argissolo Acinzentado, textura arenosa, procedente do Projeto de Irrigação Senador Nilo Coelho, Petrolina-PE. As amostras do solo foram colocadas para secar ao ar, destorroadas e peneiradas em malhas de 2 mm. Posteriormente, as amostras foram submetidas à caracterização química (Tabela 1) e física (Tabela 2) conforme metodologia descrita em EMBRAPA (1997).

Tabela 1 – Atributos químicos de um Argissolo Acinzentado, Petrolina-PE, 2010.

pH ¹	Al ²	Ca ²	Mg ²	K ³	CTC	Na ³	MO ⁴	P ³	Cu ³	Fe ³	Mn ³	Zn ³
	----- cmol _c dm ⁻³ -----						g kg ⁻¹		----- mg kg ⁻³ -----			
5,70	0,05	1,00	0,50	0,10	2,93	0,01	4,24	2,00	0,47	95,4	4,84	3,54

¹(em água 1:2,5); ² KCl 1 mol L⁻¹; ³Mehlich-1; ⁴Walkey-Black.

Tabela 2 – Atributos físicos de um Argissolo Acinzentado, Petrolina-PE, 2010.

Areia ¹	Silte ¹	Argila ¹	Ds ²	Dp ³	Porosidade ⁴
----- g kg ⁻¹ -----			-- kg dm ⁻³ --		%
920	20	60	1,65	2,45	55

¹Método da pipeta utilizando o hexametáfosfato de sódio como dispersante; ²Ds=densidade do solo pelo método da proveta; ³Dp=densidade de partículas pelo método do balão utilizando álcool como líquido penetrante; ⁴calculado a partir dos dados de Ds e Dp.

O material avaliado como fonte alternativa de K foi proveniente de um flogopitito, encontrado em rejeitos de mineração de esmeralda, em Pindobaçu, região de Campo Formoso (BA). Este rejeito foi submetido à flotação para extração de minério de molibdênio (Mo), gerando um resíduo secundário. Este resíduo, utilizado no experimento, apresenta granulometria fina, com 3,1% das partículas do tamanho de 2,00 a 0,84 mm, 21,45% de 0,84 a 0,297 mm e 74,97% menor que 0,297 mm, cuja caracterização química pode ser observada na Tabela 3. O KCl p.a. foi utilizado como tratamento de referência.

Tabela 3 – Características químicas do Rejeito de Mineração (RM), Petrolina-PE, 2010.

CaO ¹	Fe ₂ O ₃ ¹	K ₂ O ¹	MgO ¹	MnO ¹	P ₂ O ₅ ¹	SiO ₂ ¹	Cd ²	Pb ²	Cr ²	Ni ²
----- % -----						----- mg kg ⁻¹ -----				
31	4,7	4,9	9,0	0,1	0,9	47,7	51	-	899	369

¹(Extrato em HCl 10%); ²Mehlich-1 (EMBRAPA, 1997).

Os tratamentos foram constituídos por um fatorial 4x3 dispostos em delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições, sendo combinada três fontes (RM sem aplicação de adubação complementar, RM com aplicação de adubação complementar e o KCl, como tratamento referência), com quatro doses (0, 60, 120 e 240 mg kg⁻¹ de K₂O) totalizando 12 tratamentos e 48 unidades experimentais (Tabela 4). A unidade experimental foi constituída por vaso de plástico com 3,2 dm³ de solo.

Tabela 4 – Quantidades de Rejeito de Mineração (RM) e cloreto de potássio (KCl) aplicadas com calcário e outros nutrientes que constituíram os tratamentos, Petrolina-PE, 2010.

Tratamento	Dose de K ₂ O
	----- mg kg ⁻¹ -----
0 RM ¹	0
60 RM ¹	60
120 RM ¹	120
240 RM ¹	240
0 RM	0
60 RM	60
120 RM	120
240 RM	240
0 KCl	0
60 KCl	60
120 KCl	120
240 KCl	240

¹Estes tratamentos não receberam adubação de nivelamento

Foram aplicadas e incorporadas ao solo, em cada vaso, o rejeito de mineração de flogopitito (RM), objeto do estudo, o KCl, o fósforo (P) 200 mg kg⁻¹, na forma de Ca(HPO₄), assim como o corretivo de acidez (CaCO₃ + MgCO₃ p.a., na relação Ca:Mg de 3:1, para V=70%). Em seguida, os vasos foram deixados em incubação por um período de 30 dias, com a umidade do solo mantida em torno de 80% da sua capacidade de campo. Após a incubação, todas as unidades experimentais, com exceção dos tratamentos com resíduo de mineração sem aplicação de adubação complementar (RM – nutrientes), receberam uma adubação básica e uniforme com enxofre (S) e micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn, Zn e Mo), fornecidos nas dosagens de 30,0; 0,81; 1,39; 1,55; 3,66; 4,0 e 0,25 mg kg⁻¹, respectivamente. Estas doses foram parceladas em três aplicações durante o primeiro cultivo e aplicadas na forma de solução nutritiva (Tabela 5).

Após esse período, os solos foram acondicionados em vasos de plástico, para avaliar a hipótese do RM disponibilizar metais pesados para as plantas com a realização de cultivos sucessivos com culturas anuais. Foram cultivadas soja (*Glycine max*), variedade Sambaíba, por um período de 36 dias; seguida do milho (*Pennisetum glaucum*), cultivar IPA BULK 1, por 32 dias e do melão (*Cucumis melo* L.), variedade Tropical, por 30 dias totalizando 98 dias de cultivo.

Foi realizada apenas adubação nitrogenada com 200 e 120 mg kg⁻¹ de N, respectivamente, nos cultivos de milho e melão, aplicados na forma de nitrato de amônio (NH₄NO₃). Ressalta-se que o cultivo da soja, não recebeu adubação com esse nutriente, pois foram utilizadas sementes inoculadas com rizóbio específico (*Bradyrhizobium*).

Em seguida, efetuou-se adubação complementar em todos os vasos, com exceção dos tratamentos com aplicação de RM sem adição de adubação complementar. Cabe destacar que as amostras que não receberam calagem também receberam adubações básicas e uniformes com macro (P, Mg e S) e micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn, Zn e Mo) (Tabela 05), conforme os resultados da análise preliminar do solo. As doses foram divididas em três aplicações, com exceção de ferro (Fe), em que foi suprimida a terceira aplicação. Foram realizadas duas aplicações durante o cultivo de soja e a terceira durante o cultivo de milho.

Tabela 5 – Composição química da solução nutritiva aplicada ao solo nos tratamentos que recebem todos os nutrientes, Petrolina-PE, 2010.

Nutriente	Dose	Fonte	Concentração	1 ^a	2 ^a	3 ^a
				Aplicação	Aplicação	Aplicação
Enxofre	30,00 mg kg ⁻¹ ₁	MgSO ₄ .7H ₂ O	24,65 g L ⁻¹	10,00 mL	10,00 mL	10,00 ML
Ferro	1,56 mg kg ⁻¹	FeSO ₄ .7H ₂ O / EDTA	3,10 g L ⁻¹ + 2,56 g L ⁻¹ EDTA	2,00 mL	2,00 mL	-
Micronutrientes	0,81 mg kg ⁻¹	H ₃ BO ₃	0,49 g L ⁻¹	10,00 mL	10,00 mL	10,00 mL
	3,66 mg kg ⁻¹	MnSO ₄ .H ₂ O	1,20 g L ⁻¹	10,00 mL	10,00 mL	10,00 mL
	1,39 mg kg ⁻¹	CuSO ₄ .5H ₂ O	0,58 g L ⁻¹	10,00 mL	10,00 mL	10,00 mL
	0,25 mg kg ⁻¹	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ 4H ₂ O	0,05 g L ⁻¹	10,00 mL	10,00 mL	10,00 mL
	4,00 mg kg ⁻¹	ZnSO ₄ .7H ₂ O	1,88 g L ⁻¹	10,00 mL	10,00 mL	10,00 mL

Ao final de cada ciclo as plantas foram cortadas e retiradas dos vasos e o solo retirado dos vasos, submetido à secagem e retirada uma subamostra para extração dos metais na sua forma disponível.

Para a obtenção dos teores disponíveis de Cd, Pb, Cr e Ni nos solos, utilizou-se o extrator Mehlich-1 (Embrapa, 1997), a escolha desse extrator se deu devido à sua capacidade de complexar simultaneamente diferentes metais. Todos os extratos foram analisados por Espectrofotometria de Absorção Atômica-EAA, empregando-se o sistema chama-ar-acetileno, em um aparelho com os seguintes limites de detecção (mg L⁻¹): Cd 0,0022; Pb: 0,0150; Cr: 0,0075 e Ni: 0,0700.

Os dados foram submetidos à análise de variância, sendo aplicada a análise de regressão (GOMES, 2000). As análises foram realizadas pelo programa computacional Sistema para Análise de Variância – SISVAR (FERREIRA, 2000).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Houve efeito altamente significativo dos fatores: fonte e dose, bem como da interação entre eles ($P < 0,01$) nos teores disponíveis de metais pesados no solo extraídos por Mehlich-1, após o cultivo da soja, com exceção do Ni, onde o fator dose foi significativo ($P < 0,05$) (Tabela 6).

O uso de KCl proporcionou o maior teor de Cd ($0,47 \text{ mg kg}^{-1}$) no solo, após o cultivo da soja. Quando se utilizou o Resíduo de Mineração como fonte de K, associado à adubação complementar, observaram-se os maiores teores médios de Pb ($1,79 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($0,22 \text{ mg kg}^{-1}$) e Ni ($1,29 \text{ mg kg}^{-1}$) no solo (Tabela 6).

Após o cultivo da soja observam-se diferenças para as fontes e doses, bem como entre elas para todos os metais pesados. Sendo assim, verificam-se diferenças nas concentrações médias dos metais Pb e Cr no solo entre todas as fontes, enquanto as médias de Cd não diferem apenas para fontes RM e RM mais adição de adubação complementar. Quanto às médias de Ni não apresentou diferenças apenas para duas fontes, o RM e RM mais adição de adubação complementar (Tabela 6).

Tabela 6. Comparação de médias e teste F para os efeitos dos fatores fontes e doses de Rejeito de Mineração sobre os teores de metais pesados extraídos com Mehlich-1 em Argissolo Acinzentado, após cultivo de Soja, Mossoró (RN), 2010.

Fontes		Mehlich-1			
		Cd	Pb	Cr	Ni
RM		0,29 a	0,37 a	0,01 a	1,19 b
KCl + Adubação		0,47 b	1,37 b	0,08 b	0,50 a
RM + Adubação		0,35 a	1,79 c	0,22 c	1,29 b
Fatores	GL	F ⁽¹⁾			
Fontes (F)	3	0,11**	0,66**	0,04**	0,18*
Doses (D)	2	0,09**	6,38**	0,14**	2,24**
F x D	6	0,10**	0,77**	0,08**	0,72**
Erro	24	0,01**	0,01**	0,01**	0,04**
CV (%)	-	25,31	10,99	29,76	21,03

Cd – Cádmio; Pb – Chumbo; Cr – Cromo; Ni – Níquel; Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade; (1) ^{ns}, **, * não significativo e significativo a 1 e 5 %, respectivamente.

Após o cultivo de milho, os teores disponíveis de metais pesados no solo extraídos por Mehlich-1, foram influenciados significativamente ($P < 0,01$) pelos fatores fonte, dose, bem como interação entre eles. (Tabela 7).

O maior acúmulo de Cd após o cultivo do milho ocorreu com o uso de RM sem adubação complementar no qual a concentração média atingiu $0,66 \text{ mg kg}^{-1}$; enquanto para o

Pb ($2,85 \text{ mg kg}^{-1}$) foi possível maior média quando se utilizou o KCl como fonte de K. O uso de RM mais adição de adubação complementar proporcionou maior teor de Ni ($1,15 \text{ mg kg}^{-1}$) (Tabela 7).

Observa-se na Tabela 7 diferenças nas concentrações médias dos metais Pb e Ni entre as fontes, enquanto o Cd não apresentou diferenças para as fontes KCl e RM mais adição de adubação complementar. Percebe-se que não foram detectados os teores de Cr após o cultivo do milho. Mendes, Silva e Pinto Filho (2010) apontam que o Cr foi absorvido pelas plantas de soja, já que esse elemento foi detectado na MS dessa planta, isto é no primeiro ciclo de cultivo, mostrando assim, uma maior disponibilidade no decorrer dos cultivos.

Os teores totais de metais pesados no solo aumentaram em função dos cultivos, sendo mais elevados após o cultivo do milho e reduzindo-se novamente após o cultivo com melão (Figura 2). Isso se deve, em parte, a absorção desses metais pelas plantas cultivadas (MENDES, SILVA e PINTO FILHO, 2010)

Tabela 7. Comparação de médias e teste F para os efeitos dos fatores fontes e doses sobre os teores de metais pesados extraídos com Mehlich-1 em Argissolo Acinzentado, após cultivo de Milho, Mossoró (RN), 2010.

Fontes		Mehlich-1			
		Cd	Pb	Cr	Ni
RM		0,66 b	1,60 a	Nd	0,50 a
KCl + Adubação		0,43 a	2,85 c	Nd	0,85 b
RM + Adubação		0,50 a	2,06 b	Nd	1,15 c
Fatores	GL	F ⁽¹⁾			
Fontes (F)	3	0,11**	1,91**	Nd	0,48**
Doses (D)	2	0,16**	4,77**	Nd	1,26**
F x D	6	0,19**	6,52**	Nd	0,60**
Erro	24	0,01**	0,08**	Nd	0,01**
CV (%)	-	21,98	13,10	Nd	11,65

Cd – Cádmi; Pb – Chumbo; Cr – Cromo; Ni – Níquel; Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade; (1) ^{ns}, **, * não significativo e significativo a 1 e 5 %, respectivamente.

Após o cultivo do melão, os fatores fonte, dose, bem como a interação entre eles apresentaram um efeito altamente significativo ($P < 0,01$) nos teores de metais pesados no solo extraídos com Mehlich-1 (Tabela 08).

A fonte RM sem adubação complementar proporcionou maior média de Cd ($0,25 \text{ mg kg}^{-1}$), após o cultivo do melão. Para os metais Pb ($1,23 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($3,24 \text{ mg kg}^{-1}$) e Ni

(1,43 mg kg⁻¹) as maiores médias obtidas foram quando utilizou a fonte RM mais adição da adubação complementar (Tabela 8).

Verifica-se na Tabela 8 diferenças nas concentrações médias dos metais Pb e Cr entre as fontes, enquanto o Cd não apresentou diferenças para as fontes RM e RM mais adição de adubação complementar. Observa-se para o metal Ni também não possível visualizar diferenças de médias para as fontes RM e KCl após o cultivo do melão. Assim, a presença novamente do Cr em teores mais elevados deve-se ao fato, possível, que as culturas estejam influenciando os teores desse elemento no solo (MENDES, SILVA e PINTO FILHO, 2010).

Tabela 8. Comparação de médias e teste F para os efeitos dos fatores fontes e doses sobre os teores de metais pesados extraídos com Mehlich-1 em Argissolo Acinzentado, após cultivo de Melão, Mossoró (RN), 2010.

Fontes		Mehlich-1			
		Cd	Pb	Cr	Ni
RM		0,25 b	0,84 a	1,91 a	0,91 a
KCl + Adubação		0,23 b	1,10 b	3,14 b	1,07 a
RM + Adubação		0,09 a	1,23 b	3,24 c	1,43 b
Fatores	GL	F ⁽¹⁾			
Fontes (F)	3	0,11**	0,59**	3,80**	0,23**
Doses (D)	2	0,09**	0,45**	6,55**	0,83**
F x D	6	0,03**	0,49**	0,49**	0,77**
Erro	24	0,01**	0,04**	0,01**	0,02**
CV (%)	-	29,05	19,25	3,07	14,95

Cd – Cádmio; Pb – Chumbo; Cr – Cromo; Ni – Níquel; Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade; (1) ^{ns}, **, * não significativo e significativo a 1 e 5 %, respectivamente.

Após o cultivo da soja, os teores disponíveis de Cd no solo aumentaram tanto pela aplicação do KCl quanto pela aplicação de RM associada a adubação complementar, permitindo ajuste de equação de regressão, ambas de comportamento quadrático (Figura 1). Os teores máximos encontrados foram de $0,58 \text{ mg kg}^{-1}$ e $0,70 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd quando utilizaram-se as doses de 120 mg kg^{-1} e 240 mg kg^{-1} de K_2O na forma de KCl e RM associada a adubação complementar, respectivamente. Os teores disponíveis de Cd no solo encontrados neste trabalho são superiores aos teores definidos para solos contaminados ($0,5 \text{ mg kg}^{-1}$), segundo McBRIDE (1994), mas inferiores ao limite definido por Kabata-Pendias (2000) $\leq 1,0 \text{ mg kg}^{-1}$. Assim, devido à falta de definição concreta do limite máximo de Cd para solos não contaminados, não se pode concluir que o solo adubado com RM encontra-se contaminado, no entanto, é sugerido um monitoramento desse solo para averiguar se existe acúmulo desse metal pesado, após vários cultivos.

Ao comparar com os teores disponíveis de Cd no solo desta pesquisa com os obtidos ($0,07$ a $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$) para solos agrícolas por Mâcedo et al. (2008) verifica-se que os mesmos são maiores que o limite inferior e menores que o limite superior, tornando-se a princípio uma fonte confiável, já que os seus teores máximos não ultrapassam os de solos agrícolas.

Resultados diferentes foram observado por Gonçalves et al. (2008), que obtiveram teores disponíveis de Cd no solo inferiores a $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ quando foram utilizados fertilizantes minerais a base de fosfatos. Corroborando essa informação, Moraes (2009) em estudos sobre os teores de metais pesados no solo após adubação com rochas minerais encontrou teor de $0,2$ de mg kg^{-1} de Cd no solo. Sendo assim, a utilização de RM como fonte alternativa de nutrientes, merece atenção, já que os teores de Cd no solo após o cultivo da soja adubado com essa fonte foram superiores aos teores encontrados após o uso de outras fontes alternativas de nutrientes à base de rochas minerais.

Então, os resultados obtidos neste trabalho indicam que os valores de Cd no solo após adubação de RM são superiores aos limites máximos para solos não contaminados, no entanto são inferiores aos teores disponíveis de solos adubados com fertilizantes minerais, fazendo necessário, um monitoramento cuidadoso desse ambiente para assegurar que não existe risco de acúmulo de Cd no solo, após seu uso em vários cultivos sucessivos.

Após o cultivo da soja, a maior elevação nos teores disponíveis de Pb do solo foi obtida após a utilização do RM associado à adubação complementar quando comparada com as outras fontes de K_2O aplicadas (Figuras 1).

Os teores disponíveis de Pb no solo aumentaram, após o cultivo da soja apresentando teores disponíveis de $1,71 \text{ mg kg}^{-1}$, $2,32 \text{ mg kg}^{-1}$ e $0,78 \text{ mg kg}^{-1}$ quando foram utilizadas as doses 240 mg kg^{-1} de KCl, 120 mg kg^{-1} de RM associado à adubação complementar e 0 mg kg^{-1} de RM sem adição da adubação complementar, respectivamente. (Figuras 1).

Os teores disponíveis de Pb no solo após adubação com RM são inferiores aos estabelecidos por Reaves e Berrow (1984) para solos não contaminados, já que os mesmos estipularam em teores disponíveis de 13 mg kg^{-1} para solos minerais e 30 mg kg^{-1} para solos orgânicos. Vale salientar, que os valores de Pb deste trabalho também são inferiores dos da concentração média na fração disponível desse metal no solo conforme WHO (1995), já que varia entre 10 e 70 mg kg^{-1} . Com isso, o RM como fonte de nutrientes, não corre o risco de contaminar o solo.

Os resultados obtidos corroboram o trabalho encontrado na literatura por Moraes (2009), o qual, afirma que o uso de fertilizantes à base de rochas minerais, promove pouco incremento de Pb no solo, já que encontrou valores de $2,4 \text{ mg kg}^{-1}$ quando extraído com Mehlich-1.

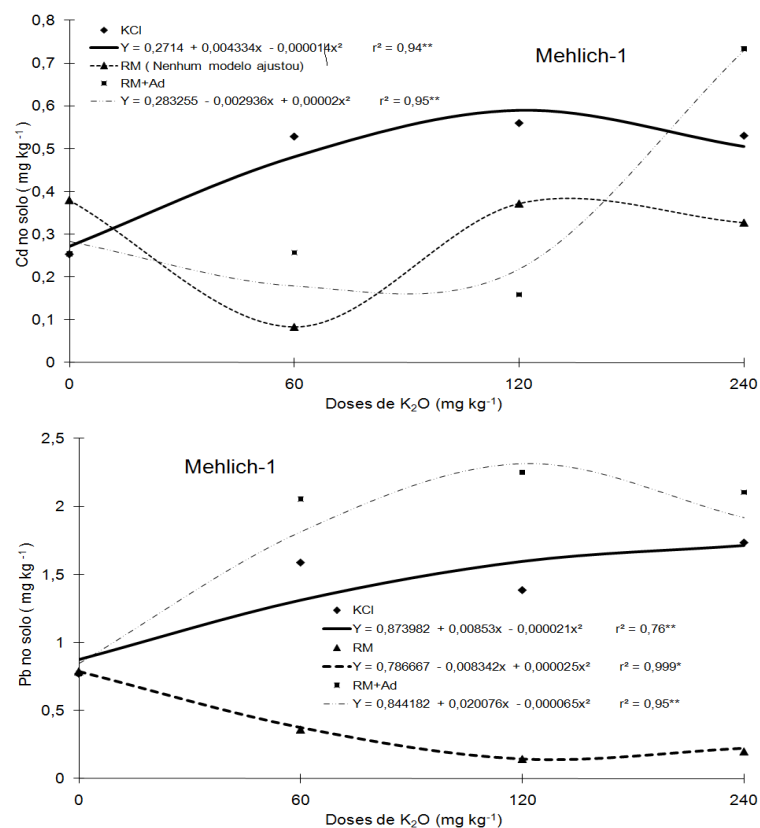
O teor disponível de Cr no solo, aumentou com a aplicação do RM associado à adubação complementar, com teor máximo calculado de $0,36 \text{ mg kg}^{-1}$ para a dose 60 mg kg^{-1} de K_2O (Figura 1). Esse teor é inferior as concentrações disponíveis desse metal no solo que varia de 2 a 60 mg kg^{-1} (AZEVEDO e CHASIN, 2003). Cabe destacar também, que esse valor é um pouco menor que os valores recomendados para solos destinados à agricultura pela Canadian Council of Ministers of the Environment (teor disponível máximo de $0,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cr no solo) e Swedish Environmental Protection Agency (2002) (teor disponível máximo de $5,0 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cr no solo).

Esse resultados são corroborados pelos obtidos por Molina et al. (2006), que ao avaliar o uso de doses de fertilizantes minerais sobre as propriedades químicas de um solo verificou incrementos de no máximo de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ nos teores disponíveis de Cr no solo. No entanto, o valor máximo de Cr no solo deste trabalho foi superior ao encontrado por Moraes (2009), uma vez que em solos adubados com rochas minerais o autor constatou que esse metal apresentou teor de $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ quando extraído com Mehlich-1.

O maior incremento nos teores disponíveis de Ni do solo foi obtido após a adubação com RM associado à adubação complementar, com exceção da dose 240 mg kg⁻¹ de K₂O, já que o maior teor de Ni nessa dosagem aconteceu quando se aplicou RM sem adição de adubação complementar (Figura 1).

A aplicação das doses 0 mg kg⁻¹ de KCl, 120 mg kg⁻¹ de RM associado à adubação complementar de K₂O e 240 mg kg⁻¹ de RM sem adição da adubação complementar, proporcionou incremento dos teores disponíveis de Ni no solo, de 0,75 mg kg⁻¹, 1,78 mg kg⁻¹ e 1,67 mg kg⁻¹, respectivamente (Figuras 1).

O teor médio disponível de Ni no solo conforme WHO (1991) é de 75 mg kg⁻¹, com isso, bem mais elevado que os resultados obtidos nesta pesquisa. Corroborando essa afirmação, Reis (2002) aponta que esse metal pode ser incorporado ao solo através do uso de fertilizantes fosfatados, que pode proporcionar até 300 mg kg⁻¹ de Cr no solo. Entretanto, são superiores aos valores encontrados por Molina et al. (2006) para solo com aplicação de doses de fertilizantes minerais, já que identificaram que o Ni apresentou teores abaixo de 0,6 mg kg⁻¹. Moraes (2009) confirma esse pensamento ao mencionar em estudos sobre os teores de metais pesados adubados com rochas minerais provoca poucos incrementos, pois constatou que o Ni apresentou teor apenas de 0,1 mg kg⁻¹ quando extraídos com Mehlich-1.



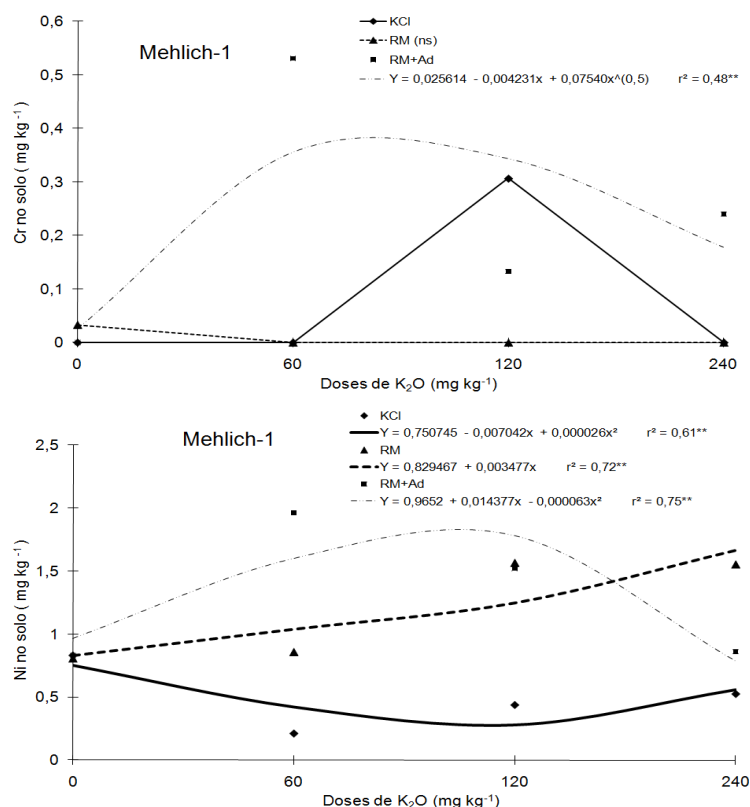


Figura 1. Teores de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo (Cr) e Níquel (Ni) no solo (mg kg⁻¹) extraídos com Mehlich-1 em um Argissolo Acinzentado, em função das doses de K₂O aplicadas com diferentes fontes, após cultivo de Soja

Após o cultivo do Milheto foi observada tendência de incremento no solo após aplicação de doses crescentes de todas as fontes testadas, promovendo teores máximos de 0,70 e 0,76 e 0,88 mg kg⁻¹ de Cd para KCl, RM associado à adubação complementar e RM sem adição de adubação complementar, respectivamente (Figura 2).

A utilização do RM como fonte alternativa de nutriente pode causar contaminação do solo por Cd, já que os valores encontrados desse metal foram superior a concentração de 0,5 mg kg⁻¹ estipulada para solos contaminados. (MCBRIDE, 1994). Ao se comparar com os teores disponíveis, que variam entre 0,07 a 1,1 mg kg⁻¹ de Cd no solo, obtidos por Mâcedo et al. (2008) para solos agrícolas, constata-se que os teores máximos desse metal no presente trabalho encontram-se dentro dessa faixa estabelecida. Assim, conclui que o RM promoveu incrementos de Cd no solo ao ponto de torná-lo semelhante aos de solos agrícolas.

Os teores de Cd no solo obtidos após a utilização do RM são maiores que os valores encontrados por Gonçalves (2002) para solos adubados com fertilizantes minerais a base de fosfatos, já que o autor observou teor de Cd no solo inferior a 0,2 mg kg⁻¹. Para Moraes (2009) o teor de Cd no solo é de 0,2 mg kg⁻¹ quando extraídos com Mehlich-1 nas amostras de solos em função de da aplicação de rochas minerais. Tal raciocínio é confirmado

por Molina et al. (2006) ao apontar que a concentração de Cd no solo é menor que $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ para solos adubados com fertilizantes minerais. Diante desses dados, percebe-se que a utilização de RM causa maiores incrementos de Cd no solo em comparado com outras fontes alternativas de nutrientes, com isso, implica maior cuidado ao utilizar esse fertilizante.

Quando utilizaram-se doses de 120 mg kg^{-1} de KCl e 240 mg kg^{-1} de RM associado à adubação complementar proporcionaram aumento nos teores disponíveis de Pb no solo, após o cultivo do milho com teores de $3,53 \text{ mg kg}^{-1}$ e $2,76 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. Enquanto na fonte RM sem adição de adubação complementar o maior teor disponível de Pb no solo foi $4,59 \text{ mg kg}^{-1}$ encontrado na dosagem 0 mg kg^{-1} , sendo relacionado ao teor inicial do Pb no solo. (Figura 2).

Apesar de haver um aumento nos teores de Pb no solo do cultivo da soja para o milho, os resultados deste trabalho apontam que o RM ainda é uma fonte viável, ao levar em consideração a contaminação por esse metal, já que Reaves e Berrow (1984) apontam que o valor máximo de Pb para solos não contaminados é de $13,0 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos minerais e $30,0 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos orgânicos. Cabe destacar que os valores de Pb no solo adubados com RM também são inferiores a concentração média do Pb no solo conforme WHO (1995) varia entre 10 e 70 mg kg^{-1} .

Os resultados obtidos neste estudo também foram superiores aos teores disponíveis de Pb em solos adubados com rochas minerais encontrados por Moraes (2009), $2,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de Pb disponível, extraídos com Mehlich-1.

Os teores de Ni no solo, após o cultivo do milho, aumentaram com a aplicação das doses de KCl e RM associado a adubação complementar com teores máximos de $1,14$ e $1,65 \text{ mg kg}^{-1}$, para o KCl e o RM associado à adubação complementar, respectivamente, ambos na dose aplicada de 120 mg kg^{-1} de K_2O (Figura 2). Quando utilizou o RM sem adubação complementar constatou-se uma redução nos teores de Ni conforme aumentava as doses de K_2O , com maior teor de $0,92 \text{ mg kg}^{-1}$ antes da aplicação de adubação. (Figura 2). Tal fato se deve, em parte, devido a presença desse metal na MS das plantas desse ciclo (MENDES, SILVA e PINTO FILHO, 2010)

O teor de Ni no solo é muito variável dependendo de vários fatores, como por exemplo, a rocha de origem, assim WHO (1991) estipula que a concentração média desse metal no solo é de 75 mg kg^{-1} . Para Reis (2002) esse metal pesado pode também ser incorporado ao solo através do uso de calcários e de fertilizantes fosfatados, que podem conter até 300 mg kg^{-1} . Sendo assim, a adubação com RM proporcionou pouco incremento de Ni no

solo se comparado com a quantidade média disponível desse elemento no solo e, com outras fontes de nutrientes.

Os resultados obtidos neste estudo fornecem um indicativo do potencial de contaminação do solo por Ni, já que foram superiores aos valores encontrados por Moraes (2009), para solo adubado com rochas minerais com teor de Ni de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ quando extraídos com Mehlich-1. Corroborando esses resultados Molina et al. (2006) identificou que o Ni apresentou valores abaixo de $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos com aplicação de doses de fertilizantes minerais.

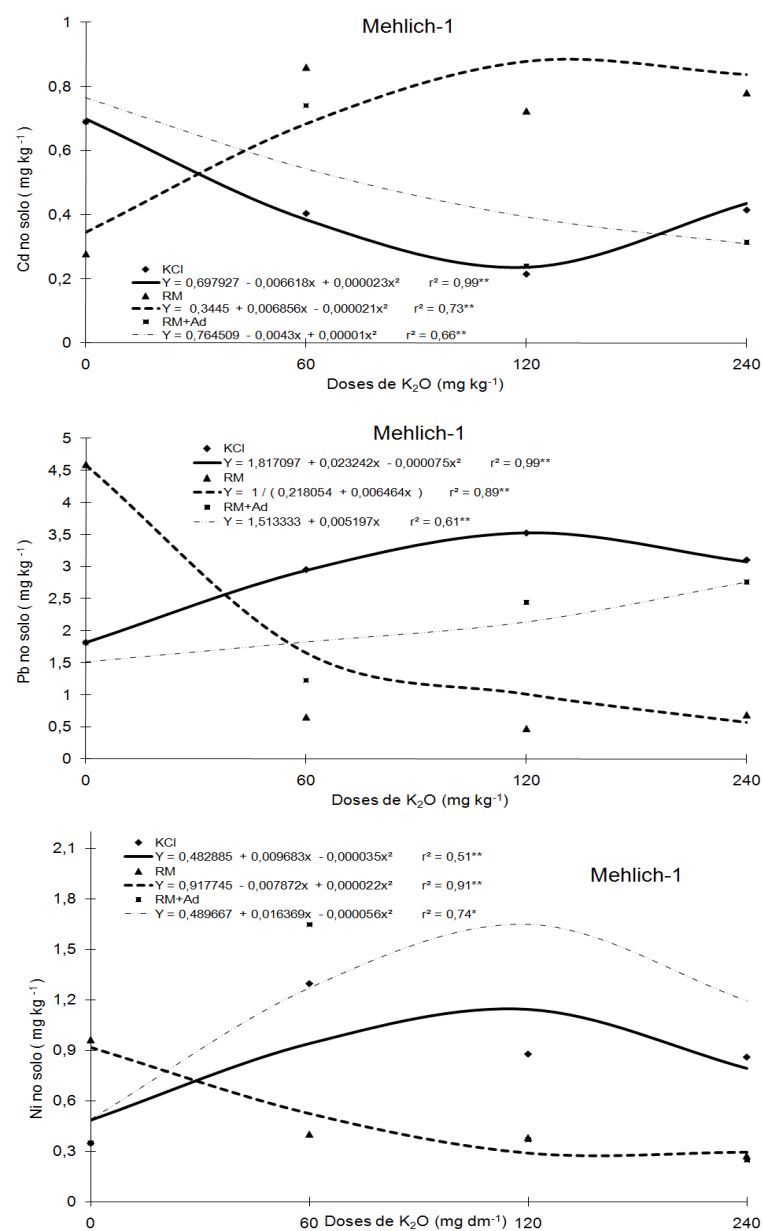


Figura 2. Teores de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb) e Níquel (Ni) no solo (mg kg^{-1}) extraídos com Mehlich-1 em um Argissolo Acinzentado, em função das doses de K_2O aplicadas com diferentes fontes, após cultivo de Milheto

Após o cultivo do melão, observou-se tendência de aumento nos teores de Cd no solo quando se utilizou o RM como fonte de K (Figura 3). Os teores máximos verificados foram de 0,32 mg kg⁻¹ e 0,46 mg kg⁻¹ de Cd quando utilizaram-se as doses de 60 mg kg⁻¹ e 240 mg kg⁻¹ de K₂O na forma de RM sem e com adição de adubação complementar, respectivamente.

Ao comparar com os teores disponíveis de Cd de solos não contaminados percebe-se que os valores determinados nesse trabalho estão inferiores, já que McBRIDE (1994) aponta que para evidenciar contaminação por Cd o solo tem ter concentração disponíveis acima de 0,5 mg kg⁻¹. Os teores de Cd no solo após aplicação de RM também se encontram inferiores aos obtidos por Macêdo e Morril (2008) para solos agrícolas que variam entre 0,07 e 1,1 mg kg⁻¹.

Em estudos sobre os teores de metais pesados em solo adubados com rochas minerais, Moraes (2009), encontrou teores inferiores, cerca de 0,2 mg kg⁻¹ de Cd no solo, extraídos com Mehlich-1. Gonçalves et al. (2008) constataram que os teores de Cd no solo em função da aplicação de fertilizantes minerais quando extraídos com Mehlich-1 também foram inferiores a 0,2 mg kg⁻¹. Sendo assim, o RM se mostra uma fonte de nutriente que pode acarretar mais acúmulo de Cd no solo do que outras fontes minerais.

Na aplicação das fontes KCl e RM associado à adubação complementar os maiores teores disponíveis de Pb no solo após o cultivo do melão foram de 1,27 mg kg⁻¹ e 1,57 mg kg⁻¹, respectivamente, encontrados na dosagem 0 mg kg⁻¹, correspondendo assim aos teores iniciais desse metal no solo. Sendo assim, percebe-se que a utilização dessas fontes provocou uma redução dos teores disponíveis no solo, isso ocorre possivelmente devido a absorção do Pb pelas plantas nesse ciclo (MENDES, SILVA e PINTO FILHO, 2010)

O teores disponíveis de Pb no solo obtidos após a aplicação de RM como fonte alternativa de fertilizante são inferiores aos teores disponíveis de solos não contaminados determinados por Reaves e Berrow (1994) que são em média 13 mg kg⁻¹ para solos minerais e 30 mg kg⁻¹ para solos orgânicos. Cabe mencionar que os resultados determinados neste trabalho também foram inferiores a concentração média de Pb disponível no solo conforme WHO (1995) que varia entre 10 e 70 mg kg⁻¹.

No que diz respeito aos teores de Pb no solo adubados com rochas minerais Moraes (2009) encontrou teor de 2,4 mg kg⁻¹ quando extraídos com Mehlich-1, teor acima dos obtidos nesta pesquisa.

O teor de Cr no solo, após o cultivo do melão mostrou tendência de aumento com a aplicação das fontes KCl e RM mais adição de adubação complementar nas doses 0, 60 e

120 mg kg⁻¹ de K₂O, no entanto na dose 240 mg kg⁻¹ de K₂O apresentou uma redução nos teores desse metal nas referidas fontes. Os maiores teores disponíveis de Cr no solo foram obtidos após adubação com RM associado à adubação complementar e KCl, alcançando 3,60 e 3,40 mg kg⁻¹ na dose de 120 mg kg⁻¹ de K₂O (Figura 3).

O Cr é encontrado no solo em concentrações disponíveis que variam de 2 a 60 mg kg⁻¹ (AZEVEDO e CHASIN, 2003), com isso, os teores de Cr neste trabalho encontram-se dentro dessa faixa.

Os resultados obtidos neste estudo foram inferiores aos valores de Cr recomendados para solos agrícolas pela Swedish Environmental Protection Agency (2002), já que sugere teor disponível de no máximo de 5 mg kg⁻¹. No entanto, para o Canadian Council of Ministers of the Environment recomenda-se teor disponível 0,4 mg kg⁻¹ de Cr para solos destinados, valor inferior ao máximo (3,60 mg kg⁻¹) encontrado neste trabalho para solos adubados com RM.

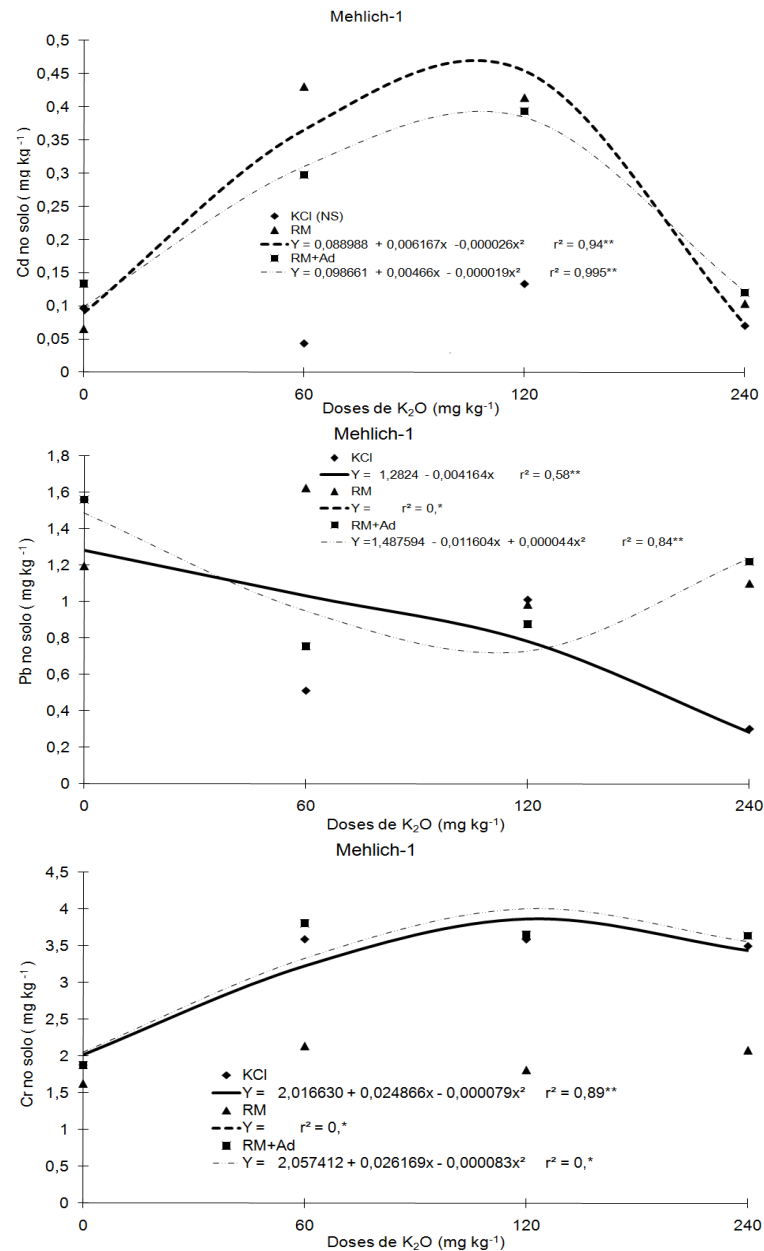
Ao comparar o teor máximo de Cr (3,60 mg kg⁻¹) obtidos nesta pesquisa com os teores disponíveis de Cr no solo em função da aplicação de doses de fertilizantes minerais determinados por Molina et al. (2006) observa-se que foram superiores, já que os autores determinaram que a concentração média de desse metal ficaram abaixo de 0,5 mg kg⁻¹. Corroborando esses resultados, Moraes (2009) constatou que o Cr apresentou teor disponível máximo de 0,2 mg kg⁻¹ quando extraídos com Mehlich-1 para solos adubados com rochas minerais.

Os maiores teores disponíveis de Ni no solo após o cultivo do melão foram de 1,60 mg kg⁻¹, 1,30 mg kg⁻¹ e 1,70 mg kg⁻¹ quando utilizaram-se as doses 120 mg kg⁻¹ de KCl, 120 mg kg⁻¹ de RM sem adição da adubação complementar e 240 mg kg⁻¹ RM associado à adubação complementar, respectivamente (Figura 3).

O teor máximo de Ni (1,70 mg kg⁻¹) obtidos com aplicação do RM após o cultivo do melão foi inferior a concentração média disponível do Ni no solo estipulado por WHO (1991) que é de 75 mg kg⁻¹. Os resultados deste trabalho também foram inferiores aos teores disponíveis de Ni determinados por Reis (2002) para solos com aplicação de calcários e de fertilizantes fosfatados, que contem até 300 mg kg⁻¹ de Ni disponível no solo.

Em outros trabalhos, para solos com aplicação de doses de fertilizantes minerais Molina et al. (2006) identificaram que o Ni disponível apresentou concentrações médias de 0,6 mg kg⁻¹ quando extraídos com Mehlich-1. Já Moraes (2009), em estudos sobre os teores de metais pesados no solo adubados com rochas minerais, constatou que o solo apresentou teor disponível de 0,1 mg kg⁻¹ de Ni extraídos com Mehlich-1. Sendo assim, a adubação com

RM proporcionou pouco incremento de Ni no solo se comparado com a concentração média desse elemento no solo, no entanto, provocou teores maiores se comparado com outras fontes de nutrientes.



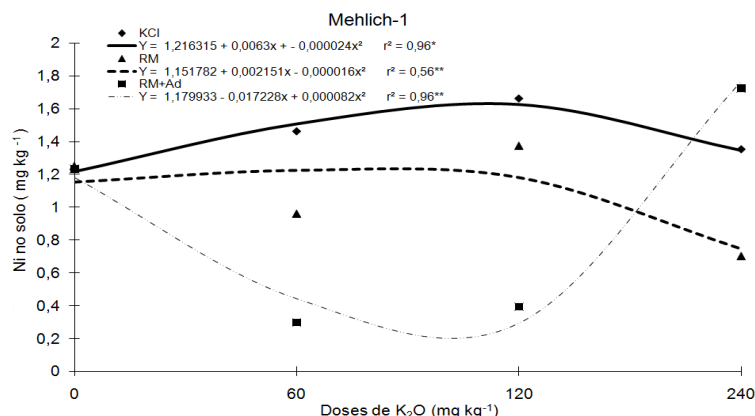


Figura 3. Teores de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo (Cr) e Níquel (Ni) no solo (mg kg⁻¹) extraídos com Mehlich-1 em um Argissolo Acinzentado, em função das doses de K₂O aplicadas com diferentes fontes, após cultivo de Melão

O aumento nas doses de K₂O aplicadas com diferentes fontes proporcionou incrementos significativos nos teores disponíveis de Cd, nos ciclos de cultivos da soja e milho, com maiores incrementos quando se utilizou os tratamentos referentes ao KCl; entretanto também foi possível observar uma diminuição dos teores disponíveis de Cd no solo no último cultivo de melão, sendo assim em geral, os maiores teores observados no primeiro cultivo da soja (Figura 1, 2 e 3). Esse comportamento de redução dos teores disponíveis de Cd de acordo com Mendes, Silva e Pinto Filho (2010) deve-se a presença desse metal na MS das plantas desse ciclo, com isso pode se inferir que esse processo também aconteceu na atual pesquisa e, devido os cultivos sucessivos proporciona diminuição da solubilidade dos metais pesados no solo, através da passagem de formas químicas solúveis para frações mais estáveis e de menor solubilidade (AMARAL SOBRINHO et al., 1997).

Os teores disponíveis de Pb no solo ao longo dos cultivos sucessivos apresentaram uma tendência de pequeno acréscimo, já que houve acúmulo do cultivo da soja para o milho; entretanto do milho para o melão apresentou redução nos teores disponíveis do Pb no solo. Isso se deve, conforme Mendes, Silva e Pinto Filho (2010) devido a natureza do material, que apresenta solubilização mais lenta.

Com relação aos teores disponíveis de Cr no solo na sucessão dos cultivos de soja e melão, apresentou acúmulo ao longo desses dois ciclos, isso se deve, em parte, devido o Cr ser apenas detectado na MS das plantas de soja, ou seja, no primeiro ciclo de cultivo, mostrando assim, uma maior disponibilidade no decorrer dos cultivos (MENDES, SILVA e PINTO FILHO, 2010).

Sobre a possibilidade de acúmulo dos teores disponíveis de Ni no solo após os cultivos da soja, milho e melão observa-se possível incremento desse metal nos três ciclos

descritos apenas quando utilizou-se a fonte KCl. Nas demais fontes constata-se oscilações nos teores disponíveis do Ni no solo, uma vez que houve acúmulo apenas do cultivo da soja para o milho; e com redução dos teores disponíveis do Ni no solo do milho para o melão. Entretanto, os teores disponíveis desse elemento no terceiro cultivo foram maiores que os teores do primeiro cultivo.

Enfim, percebem-se quando comparados os teores disponíveis do Cd e Pb ao longo dos ciclos sucessivos verifica-se que não houve acúmulo desses metais. Enquanto os metais Cr e Ni constata-se um acúmulo dos seus teores no decorrer dos cultivos sucessivos para as fontes de K_2O .

5. CONCLUSÃO

Os teores disponíveis dos metais pesados no solo aumentaram em função dos cultivos, sendo mais elevados após o cultivo do milho e reduzindo-se novamente após o cultivo com melão. Isso se deve, em parte, a absorção desses metais pesados pelas plantas cultivadas.

Observam-se quando comparados os teores disponíveis do Cd e Pb ao longo dos ciclos sucessivos verifica-se que não houve acúmulo desses metais. Enquanto os metais Cr e Ni constata-se um acúmulo dos seus teores no decorrer dos cultivos sucessivos para as fontes de K.

É possível, o uso do rejeito de mineração associado à adubação complementar, como fonte alternativa de K para culturas anuais e reduzir custos com fertilizantes comerciais.

6. REFERÊNCIAS

- ABREU, C. A.; RAIJ, B. V. Efeito da reação do solo no zinco extraído pelas soluções de DTPA e Mehlich-1. **Bragantina**, v.55, n.2, p. 357-363, 1996.
- ABREU, C. A.; FERREIRA, M. E.; BORKERT, C. M. **Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos: zinco e cobre**. Jaboticabal: POTAFOS; São Paulo: FAPESP; Brasília: CNPq, 2001. p. 125-141.
- ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados In: ALVAREZ V, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. (Ed.) **Tópicos em ciência do solo**, v.2, p.644-692, 2002.
- ABREU, C. A. de; LOPES, A. S.; SANTOS, G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R.F; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 2007, p.645-736.
- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H. V.; SCHAEFER, C. E. G. R. (Ed.) **Tópicos em ciência do solo**, Viçosa v.1 p. 299-352, 2000.
- ADRIANO, D. C. **Trade elements in the terrestrial environment**. New York: Springer-Verlag, 1986.533 p.
- ALBUQUERQUE JÚNIOR, B. S. **Efeito da aplicação de CO₂ na água de irrigação em diferentes fases fenológicas da cultura do melão (Cucumis melo L. var. reticulatus) cultivado em ambiente protegido**. 2003, 65p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- ALLOWAY, B. J.; AYRES, D.C. **Chemical principles of environmental pollution**. 2. Ed. Boca Raton: CRC Press, 1996. 395 p.
- ARAÚJO, J.C.T. **Efeito do silicato de cálcio na fitoextração induzida em solo contaminado por chumbo**. 2009. 82p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, C.; VELLOSO, A.C.X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 16, p. 271-276, 1992.
- ANDRADE, J. B. de; ANDRADE, P. Produção de silagem do milheto (Pennisetum americanum (L) KSchum). **Boletim de Indústria Animal**, v.39, n. 2, p.155-165, 1982.
- ANDRADE, M. G. de. **Fitorremediação em bioensaio com solos de área de mineração e processamento de chumbo, avaliada sob diferentes métodos de extração**. 2008, 92p. Dissertação (Mestrado) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Extratores para Cd, Cu, Cr, Mn, Pb e Zn em latossolos tratados com biossólido e cultivados com milho. **Scientia Agrícola**, v.58, n.2, p.337-344, 2001.

ÁVILA, F. W. **Fosfito no crescimento, nutrição fosfatada e aspectos da indução de resistência em milho**. 2009, 74p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

AZEVEDO, S. A.; CHASIN, A. A. M. **Metais: gerenciamento da toxicidade**. Ed. Atheneu: São Paulo, 2003.

BARBOSA FILHO, M. P.; FAGERIA, N. K.; SANTOS, D. F.; COUTO, P. A. Aplicação de rochas silicáticas como fontes alternativas de potássio para a cultura do arroz de terras altas. **Espaço & Geografia**, v.9, n.1, p.63-84, 2006.

BARRETO, N. D. S. **Utilização de fertilizantes a base de fosfito e micronutrientes na cultura do melão**. 2008. 95 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró.

BANAT, K. M.; HOWARI, M.; TO'MAH, M. M. Chemical fractionation and heavy metal distribution in agricultural soils, north of Jordan valley. **Soil & Sediment Contamination**, v.16, n.1, p.89-107, 2007.

BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do Estado de Pernambuco**. 2010, 70p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife.

BIZARRO, V. G. **Teor e biodisponibilidade de cádmio em fertilizantes fosfatados**. 2007, 77p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul.

BONATO, E. R.; VELLO, N. A. Aspectos genéticos do tempo para o florescimento em variantes naturais de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 6, p. 988-993, 1999.

BRAZ, A. J. B. P.; SILVEIRA, P. M.; KLIEMANN, H. J.; ZIMMERMANN, F. J. P. 2004. Acumulação de nutrientes em folhas de milheto e dos capins braquiária e mombaça. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.34, n.2, p.83-87, 2004.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Canadian Environmental Quality Guidelines**, Winnipeg, 2001.

CASTRO, G. S. A. **Alterações físicas e químicas do solo em função do sistema de produção e da aplicação superficial de silicato e calcário**. 2009, 135p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

CASTRO, C. de; OLIVEIRA, F. A. de; MOREIRA, A.; SALINET, L. H.; VERONESI, C. de O.. Rochas brasileiras como fonte alternativa de potássio para a cultura do girassol. **Espaço & Geografia**, v.9, n.2, p.179-193, 2006.

CHAGAS, W. F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da Ilha do Governador e da Penha**

no estado do Rio de Janeiro. 2000. 89 p. Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro.

CECCHI, M.; DUMAT, C.; ALRIC, A.; FELIX-FAURE, B.; PRADERE, P. & GUIRESSE, M. Multi-metal contamination of a calcic cambisol by fallout from a lead-recycling plant. **Geoderma**, n.144 p.287–298, 2008.

CHIFFOLEAU, J. F. **Le chrome en milieu marin.** Paris, IFREMER, Reperes Océan N° 8, 49 p. 1994.

COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A. & SELBACH, P. A. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente In: MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo** 3ª Edição, Porto Alegre: Evangraf, p.285, 2006.

COSTA, E. O.; RIZZI, N. E.; SILVA, H. D.; MAEDA, SHIZUO.; LAVORANTI, O. J. Percolação de poluentes em solos após aplicação de resíduos de fábrica de papel reciclado. **Floresta**, v. 39, n.2, p.409-418, 2009.

CRISÓSTOMO, L. A.; SANTOS, A. A.; RAIJ, B. V.; FARIA, C. M. B.; SILVA, D. J.; FERNANDES, F.A.M.; SANTOS, F.J.S.; CRISÓSTOMO, J.R.; FREITAS, J. A. D.; HOLANDA, J.S.; CARDOSO, J.W.; COSTA, N.D. **Adubação, Irrigação, Híbridos e Práticas Culturais para o Meloeiro no Nordeste.** Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2002. 21p. (Circular Técnica).

CUNHA, F. G. **Contaminação humana e ambiental por chumbo no Vale do Ribeira, nos estados de São Paulo e Paraná.** 2003, 186p. Tese (Doutorado) – Universidade de Campinas, Campinas.

CUNHA, K. P. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; PIMENTEL, R. M. M.; ACCIOLY, A. M. A.; SILVA, A. J. Disponibilidade, acúmulo e toxidez de cádmio e zinco cultivado em solo contaminado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1319-1328, 2008.

DAL BOSCO, S. M. **Remoção de cromo de solução aquosa utilizando rocha sedimentar contendo zeólita.** 2007. 46 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

DALCIN, M. G. **Redução de cromo hexavalente em filtro biológico de fluxo contínuo.** 2009. 97 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Urubetuba, Urubetuba.

DNPM - DEPARTAMENTO NACIONAL DA PRODUÇÃO MINERAL. **Anuário Mineral Brasileiro 2007.** Brasília: Departamento Nacional da Produção Mineral, 2007a. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br>>. Acesso em: 19 jul. 2010.

DNPM - DEPARTAMENTO NACIONAL DA PRODUÇÃO MINERAL. **Anuário Mineral Brasileiro 2008.** Brasília: Departamento Nacional da Produção Mineral, 2008a. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br>>. Acesso em: 29 jun. 2010.

DOMINGUES, T. C. de G.. **Teor de metais pesados em solo contaminado com resíduo de sucata metálica, em função de sua acidificação**. 2009. 75p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Campinas, Campinas.

DIAS, F. C. **Avaliação dos atributos químicos e biológicos de um planossolo háplico tratado com resíduo industrial visando a produção de oleaginosas**. 2009, 97p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ERNANI, P. R.; ALMEIDA, J. A. de; SANTOS, F. C. dos. Potássio. In: NOVAIS, R.F; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 2007, p.551-594

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análises de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa CNPS, 1997. 214p.

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Tecnologias de produção de soja** - Paraná 2005. Londrina: EMBRAPA-Soja, 2004. 224p. (Sistemas de Produção/Embrapa Soja, n.5).

EMBRAPA SOJA. Disponível em <http://www.cnpso.embrapa.br>. Acesso dia 09 de out. de 2010.

FARIA, T. M. **Efeitos alelopáticos do sorgo, milheto e soja, como cobertura vegetal, sobre a emergência, micorrização, atividade microbiana e crescimento inicial de milho, soja e feijão**. 2009, 103p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira.

FAO. **FAOSTAT**. Disponível em <<http://www.fao.org>>. Acesso em 01 out. 2010.

FERREIRA, D. F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In: REUNIAO ANUAL DA REGIAO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45., 2000, São Carlos, SP. **Anais**. São Carlos: UFSCar, 2000, p. 255-258.

FERREIRA, E. R. N. C.; ALMEIDA, J. A.; MAFRA, A. L. Pó de basalto, desenvolvimento e nutrição do feijão comum (*Phaseolus vulgaris*) e propriedades químicas de um Cambissolo Húmico. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.8, n.2, p.111-121, 2009.

FNP, CONSULTORIA & COMÉRCIO. Melão. In: _____. **Agrianual: anuário da agricultura brasileira**. São Paulo, 2009. p. 409-412.

FREITAS, F. C.; OLIVEIRA, A. L. G.; OLIVEIRA, S. A. S.; MALHEIROS, M. G.; LYRIO, J. J.; CHAGAS, K. A.; MAURI, J.; LIMA, E.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; ZONTA, E. Acúmulo de nutrientes na produção de mudas de frutíferas, utilizando resíduos industriais como substrato agrícola. In: FERTBIO 2004, Lages-SC. **Anais**. Lages-SC, 2004. 1 CD ROOM.

FREITAS, E. V. de S.; NASCIMENTO, C. W. A.; GOULART, D. F.; SILVA, J. P. S. Disponibilidade de cádmio e chumbo para milho em solo adubado com fertilizantes fosfatados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** (Impresso), v. 33, p. 1899-1907, 2001.

GOMES, F. P. **Curso de estatística experimental**. 14 ed. Piracicaba: USP, 2000. 477p.

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

GONÇALVES Jr, A. C.; PESSOA, A. C. S. Fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e cromo em soja cultivada em Argissolo Vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. **Scientia Agraria**, v.3, p.19-23, 2002.

GUPTA, S. S.; BHATTACHARYYA, K. G. Interaction of metal ions with clays: 1. case study with Pb (II). **Applied clay science**, v.30, p.199-208, 2005.

HENRIQUES, A. R. **O uso do sphagnum no biomonitoramento da poluição aérea por cádmio**. 2005, 79 p. Monografia (Bacharel) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores conjunturais**: produção agrícola/agricultura. 2007. Disponível em <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 03 out. 2010.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Culturas temporárias e permanentes**. Brasília: IBGE, 2006. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/Ispa/default.shtm>. Acesso em 03 out. 2010.

IBRAF – Instituto Brasileiro de Frutas. **Exportação de Frutas**. 2008. Disponível em <http://www.ibraf.org.br/estatisticas/Exportação/ComparativoExportacoesBrasileiras2008-2007.pdf> . Acesso em 09 out. 2010.

JORDÃO, C. P.; SILVA, A. C.; PEREIRA, J. L.; BRUNE, W. Contaminação por cromo de águas de rios provenientes de curtumes em Minas Gerais. **Química Nova**, v. 22, n. 1, p.47, 1999.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. Flórida: CRC Press, p.315, 2000.

KINPARA, D. L. **A importância estratégica do potássio para o Brasil**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2003. 27p.

LANDERS, J. N. A safrinha. In : LANDERS, J.N. Fascículo de experiências de plantio direto no cerrado. Goiânia: **Associação de Plantio Direto no Cerrado**, cap.4.p.53-88. 1994.

LOPES-ASSAD, M. L.; ROSA, M. M.; ERLER, G.; ANTONINI, S. R. C. Solubilização de pó-de-rocha por aspergillus niger. **Espaço & Geografia**, v.9, n.1, p.1-17, 2006.

MACÊDO, J. A. B. **Águas e águas**. 2 ed. Belo Horizonte: CRQ-MG, 2004. 976 p.

MACÊDO, L. de S.; MORRIL, W. B. B. Origem e comportamento dos metais fitotóxicos: revisão da literatura. **Tecnologia & Ciência Agropecuária**, v.2, n.2, p.29-38, jun. 2008.

MALLICK, M. F. R; MASSUI, M. Origin, distribution and taxonomy of melons. **Scientia Horticulturae**, v.28, p.251-261, 1986.

MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A. Fitodisponibilidade de cobre, níquel e zinco em um Latossolo Vermelho tratado com lodo de esgoto e calagem. **Scientia Agricola**, v.60, n.4, p.747-754, 2003.

MARTINS, É. de S.; OLIVEIRA, C. G. de; RESENDE, Á. V. de; MATOS, M. S. F. de. Agrominerais – Rochas Silicáticas como Fontes Minerais Alternativas de Potássio para a Agricultura. Org.: LUZ, A. B. ; LINS, F. A. F. . **Rochas e Minerais Industriais: usos e especificações**. 2. ed. Rio de Janeiro: CETEM, 2008. v. 1. 990 p.

MATTIAZZO, M. E.; BERTON, R. S.; CRUZ, M. C. P. Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos. In: FERREIRA, M.E. (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq: Fapesp: Potafos, 2001. 599p.

MENDES, A. M.; DUDA, G. P; NASCIMENTO, C.W.A. do; SILVA, M. O. Bioavailability of cadmium and lead in soil amended with phosphorus fertilizers. **Scientia Agricola**, v.63, n.4, p.328-332, 2006.

MENDES, A. M.; DUDA, G. P; NASCIMENTO, C. W. A. do; LIMA, J. A. G. L.; MEDEIROS, A. D. L. Acúmulo de metais pesados e alterações químicas em Cambissolo cultivado com meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.8, p.791–796, 2010

MENDES, A. M.; SILVA, D. J.; PINTO FILHO, J. L. de O. Acúmulo de metais no solo e nas plantas após o uso de um Resíduo de Mineração como fertilizantes para Culturas Anuais. In: FERTBIO 2010, Guarapari-ES. **Anais**. Guarapari-ES, 2010. 1 CD ROOM.

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

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. Evangraf, 2006.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, Secretaria de Relações Internacionais do Agronegócio. **Balança Comercial do Agronegócio – 2007**. 21p. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br>. Acesso em 10 out. 2010.

MOLINA, M. V.; MATTIAZZO, M. E.; ANDRADE, C. A.; POGGIANI, F. Nitrogênio e metais pesados no solo e em árvores de eucalipto decorrentes da aplicação de biossólido em plantio florestal Nitrogen and heavy metals in soil and Eucalyptus trees due to biosolid application. **Scientia Forestalis**, n.71, p.25-35, 2006.

MONTEIRO, R. O. C. **Influência do gotejamento subterrâneo e do “mulching” plástico na cultura do melão em ambiente protegido**. 2007. 178 p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

MORAES, M. F. de. **Micronutrientes e metais pesados tóxicos: do fertilizante ao produto agrícola**. Piracicaba, 2009. 108f.

MOREIRA, L. B.; MALHEIROS, M. G.; CRUZ, B. B. G.; ALVES, R. E. A.; OLIVEIRA, K. R. S.; 2003. Efeitos da população de plantas sobre as características morfológicas e

agronômicas de milho pérola (*Pennisetum Glaucum* (L.) R. Brown) cv. Ena. **Agronomia**, v.37, n.1, p.05-09, 2003.

NASCIMENTO, R. do. Avaliação do crescimento do milho sob diferentes níveis de água no solo. **Revista Educação Agrícola Superior**, v.23, n.1, p.51-52, 2008.

NASCINBENI, N. Transporte da produção agrícola Brasileira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SOJA. 4., Londrina, PR, 5-8 de julho de 2006, **Anais**. 2006. p. 39-45. 156p.

NICOLAU SOBRINHO, W.; SANTOS, R. V. dos; MENEZES JÚNIOR, J. C.; SOUTO, J. S. Acúmulo de nutrientes nas plantas de milho em função da adubação orgânica e mineral. **Caatinga**, v.22, n.3, p.107-110, 2009.

OLIVEIRA, A. M. **Aspectos técnicos e ambientais da produção de melão na Zona Homogênea Mossoroense, com ênfase ao controle da mosca-branca e da mosca minadora**. 2008, 177 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró.

PACHECO, L. P.; PETTER, F. A.; CÂMARA, A. C. F.; LIMA, D. B. C.; PROCÓPIO, S. O.; BARROSO, A. L. L.; CARGNELUTTI FILHO, A.; SILVA, I. S. Tolerância do milho (*Pennisetum americanum*) ao 2,4-D. **Planta Daninha**, v.25, n.1, p.173-179, 2007.

PAVANELLI, L. C.; PIRES, M. A. F.; SILVA, C. S. Avaliação preliminar da contaminação no solo por metais pesados Cd, Pb, Ni e Mn no pólo industrial de fundição em Loanda, Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 1, 2004, Florianópolis. **Anais**. Florianópolis, p.113-122,

PAYNE, W. A. Optimizing crop water use in sparse stands of pearl millet. **Crop Science**, v.92, p.808-814, 2000.

PEDROSA, J. F. **Cultura do Melão**. Mossoró: Esam, 1997.51p. (Apostila).

PEREIRA FILHO, I. A.; PEREIRA, A. da S.; COELHO, A. M.; CASELA, C. R.; KARAM, D.; RODRIGUES, J. A. S.; CRUZ, J. C.; WAQUIL, J. M. **Manejo da cultura do milho**. Sete Lagoas: Embrapa-CNPMS, 2003. 17 p. (Embrapa-CNPMS. Circular Técnica, 29).

PIRES, A. M. M.; MATTIAZZO, M. E. Condicionamento de biossólidos e a disponibilidade de Cu e Zn para arroz. **Scientia Agrícola**, v.60, n.1, p.161-166, 2003.

RAIJ, B. van. New diagnostic techniques, universal soil extractants. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.25, p.799-816, 1994.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELOSO, A. C. X. Acúmulo de metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso contínuo de adubação fosfatada e água de irrigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, n.4, p.971-979, 1999.

REAVES, G. A.; BERROW, M. L. Total copper contents of Scottish soils. **Journal of soil Science**, v.35, p.583-592, 1984.

REIS, T. C. **Distribuição e biodisponibilidade do níquel aplicado ao solo com NiCl_2 e biossólido**. 2002. 105 p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

REVOREDO, M. D.; MELO, W. J. Disponibilidade de níquel em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com sorgo. **Bragantia**, v.65, n.4, p.679-685, 2006.

RESENDE, Á. V. de; MACHADO, C. T. T.; MARTINS, É. de S.; SENA, M. C. de; NASCIMENTO, M. T. do; SILVA, L. de C. R.; LINHARES, N. W.. Rochas como fontes de potássio e outros nutrientes para culturas anuais. **Espaço & Geografia**, v.9, n.1, p.1516-9375, 2006.

ROCHA, R. S. **Avaliação de variedades e linhagens de soja em condições de baixa latitude**. 2009, 59p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Piauí, Piauí.

ROELS, H. A.; HOET, P.; LINSON, D. Usefulness of biomarkers of exposure to inorganic mercury, lead, or cadmium in controlling occupational and environmental risks of nephrotoxicity. **Renal Failure**, v.21, p.251-262, 1999.

SANTOS, I. C. et al. Teores de metais pesados, K e Na, no substrato, em função de doses de composto orgânico de lixo urbano e de cultivares de alface. **Ciência Rural**, v.29, p. 66-71, 1999.

SEDIYAMA, T. (Org.). **Tecnologias de produção e usos da soja**. 1. ed. Londrina, PR: Mecenaz, 2009, v. 1. 314 p.

SHRIVASTAVA, R.; UPRETI, R. K.; SETH, P. K.; CHATURVEDI, U. C.; FEMS Immunol. **Med. Microbiol**, v.1, p.34, 2002.

SHRIVER, D. F; ATKINS, P. W.; OVERTON, T. L.; ROURKE, J. P.; WELLER, M. T.; ARMSTRONG F. A. **Química Inorgânica**. 4. ed. Porto Alegre. Bookman, 2008. 848 p.

SILVA, F. N. **Crescimento e produção da soja em função de fontes e doses de fósforo e aporte de elementos-traço no sistema solo-planta por fertilizantes fosfatados**. 2006, 127 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

SILVA, H. R.; COSTA, N. D.; CARRIJO, O. A. Exigências de clima e solo e épocas de plantio. In: SILVA, H.R.; COSTA, N.D. **Melão: Produção e aspectos técnicos**. Brasília: EMBRAPA, 2002. p. 23-28.

SILVA, J. A. **Estudo da Relação entre as Concentrações Ambientais das Névoas de Ácido Crômico em Processo de Eletrodeposição de Cromo Duro e a Eficácia de Três Diferentes Sistemas de Proteção Coletiva**. 2003, 139 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo.

SILVA, C. S.; PEDROZO, M. de F. Ecotoxicologia do cromo e seus compostos. **Cadernos de Referência Ambiental**, Salvador, v. 5, 100 p., 2001.

SILVA, S. R.; PROCÓPIO, S. O.; QUEIROZ, T. F. N. ; DIAS, L. E. Caracterização de rejeito de mineração de ouro para avaliação de solubilização de metais pesados e arsênio e revegetação local. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.28, p.189-196, 2004.

SILVA, T. O. da.; MENEZES, R. S. C. Disponibilidade de micronutrientes catiônicos em solo arenoso após adubação orgânica. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.5, n.3, p.328-335, 2010.

SOBRAL, L. F.; FONTES JUNIOR, R. C.; VIANA, R. D.; MARTINS, E. S. Liberação de k pelo flogopitito, ultramáfica e brecha em um latossolo amarelo dos tabuleiros Costeiros. **Espaço & Geografia**, v.9, n.1, p.117-133, 2006.

SOUZA FILHO, L. F. da S.; CRUZ, J. L.; SOUZA, L. F. da S.; CALDAS, R. C.; MAGALHÃES, A. F. de J.; CONCEIÇÃO, H.; SOUZA, J. S.. Eficiência de um flogopitito como fonte de potássio para o desenvolvimento inicial do mamoeiro. **Espaço & Geografia**, v.9, n.2, p.215-229, 2006.

SPARKS, D. L. **Environmental Soil Chemistry**. London. Academic Press, 2003, 352 p.

SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY; **Guidelines for polluted soils**, 2002.

TABOSA, J. N.; BRITO, A. R. M. B.; LIMA, G. S. et al. Perspectivas do milheto no Brasil – Região Nordeste. In: WORKSHOP INTERNACIONAL DO MILHETO, 1999, Brasília. **Anais**. Brasília: Jica-Embrapa, 1999. p.169-185.

THEODORO, S. H.; LEORNADOS, O.; ROCHA, E. L.; REGO, K. G.. Experiências de uso de rochas silicáticas como fonte de nutrientes. **Espaço & Geografia**, v.9, n.2, p.263-292, 2006.

TORRI, S. & LAVADO, R. Plant absorption of trace elements in sludge amended soils and correlation with soil chemical speciation. **J. Hazard. Materials**, v.166, p.1459-1465, 2009.

TSUTIYA, M. T. **Limites de Metais Pesados em Biossólidos para Uso Agrícola Proposta para a Regulamentação Federal e Estadual**. Disponível em: <http://www.aesabesp.com.br/encontro_exemplo_2006.pdf>. Acesso em: 20 de out de 2010.

VIEIRA, D. M. **Biossorção de Chumbo por Macro e Micro Biossistemas e Influência na Biocorrosão**. 2007. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2007.

[WHO]. World Health Organization. - Environmental Health criteria 15 - **Nickel**. Geneva: WHO, 1991

[WHO]- World Health Organization. - Environmental Health Criteria 134 - **Cadmium**.
Geneva: WHO, 1992.

[WHO]. World Health Organization. - Environmental Health criteria 165 - **Inorganic Lead**.
Geneva: WHO, 1995.