

UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ

Josy Karla de Oliveira Santos

**FITOEEXTRAÇÃO DE CHUMBO PELO AMENDOIM  
FORRAGEIRO (*ARACHIS PINTOI*, KRAPOV. & GREG.) EM  
DUAS CLASSES DE SOLOS**

Taubaté – SP

2015

Josy Karla de Oliveira Santos

**FITOEXTRAÇÃO DE CHUMBO PELO AMENDOIM  
FORRAGEIRO (*ARACHIS PINTOI*, KRAPOV. & GREG.) EM  
DUAS CLASSES DE SOLOS**

Dissertação apresentada para obtenção  
do Título de Mestre pelo Programa de  
Pós-graduação em Ciências Ambientais  
na Universidade de Taubaté.

Área de Concentração: Ciências  
Ambientais

Orientadora: Prof. Dra. Ana Aparecida da  
Silva

S237f Santos, Josy Karla de Oliveira.  
Fitoextração de chumbo pelo amendoim forrageiro (Arachis Pintoi, Krapov. & Greg.) em duas classes de solos. / Josy Karla de Oliveira Santos. – Taubaté/SP: Unitau, 2015.

37f.: il.

Dissertação (mestrado) – Universidade de Taubaté, Departamento de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, 2015.  
Orientador: Ana Aparecida da Silva Almeida

1. Fitorremediação. 2. Metal pesado. 3. Poluição do solo.

CDD 579.82

*Elaborada por Daniela Augusta de Souza Barreto. Bibliotecária responsável*

JOSY KARLA DE OLIVEIRA SANTOS

**FITOEXTRAÇÃO DE CHUMBO PELO AMENDOIM FORRAGEIRO  
(*ARACHIS PINTOI*, KRAPOV. & GREG.) EM DUAS CLASSES DE  
SOLOS**

Dissertação apresentada para obtenção  
do Título de Mestre pelo programa de  
Pós-Graduação em Ciências Ambientais  
da Universidade de Taubaté.

Área de Concentração: Ciências  
Ambientais

Data: 17/08/2015  
Resultado: APROVADA

**BANCA EXAMINADORA**

**Prof. Dra. ANA APARECIDA DA SILVA ALMEIDA**      **Universidade de Taubaté**

**Assinatura**\_\_\_\_\_

**Prof. Dr. PAULO FORTES NETO**      **Universidade de Taubaté**

**Assinatura**\_\_\_\_\_

**Prof. Dr. WALDEREZ MOREIRA JOAQUIM**      **Universidade do Vale do Paraíba**

**Assinatura**\_\_\_\_\_

Dedico,

*Aos meus pais José Maria e Silvania, ao meu grande amigo Pe. Vanzella, que sempre acreditaram em mim, apoiaram meus sonhos e ideais.*

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por me iluminar e abençoar, que sempre esteve presente em todos os dias da minha vida e que me deu forças para continuar.

Aos meus queridos e amados pais, José Maria e Sylvania, que mesmo longe, contribuíram com todo amor incondicional, e que sempre foram para mim, exemplos de honestidade e caráter, e também o alicerce para minha vitória.

A minha família pela confiança e positividade.

Ao meu grande amigo Pe. Vanzella, por possibilitar a oportunidade de concretizar esse sonho. Por todo apoio, paciência, força e por sempre acreditar em mim.

A Dra. Ana Aparecida da Silva Almeida, pela honrosa orientação, pelo respeito, compreensão e amizade ao longo dessa jornada.

Ao programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Taubaté.

As técnicas de laboratório da Unitau Eliana, Elizandra e Paula, pelo auxílio e acompanhamento nas análises.

Aos professores Dr. Marcelo dos Santos Targa e Dr. Paulo Fortes Neto pelas sugestões e esclarecimentos de dúvidas.

Ao professor Dr. João Gadioli pelo espaço concedido no Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas da Unitau e pelo apoio nas análises de solo.

Ao Professor Dr. Hécio José Izário Filho da EEL/USP pela disponibilidade e apoio na realização das análises de chumbo.

Aos meus colegas de curso, pelos momentos agradáveis, pelas trocas de conhecimentos e experiências.

A todos os professores do programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Unitau, por todos os conhecimentos passados no decorrer do curso.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Quando o homem aprender a respeitar até o menor ser da criação,  
seja animal ou vegetal, ninguém precisará ensiná-lo a amar seus  
semelhantes”.*

## RESUMO

O presente estudo avaliou o desenvolvimento do amendoim forrageiro, (*Arachis pintoii*, Kravop. & Greg.) na presença de chumbo (Pb) e seu potencial fitoextrator para esse metal pesado, em duas classes de solos (Latossolo e Gleissolo), característicos da região do vale do Paraíba, São Paulo, Brasil. Para tanto foi realizado um experimento em viveiro telado, da Fazenda Piloto da Universidade de Taubaté, em delineamento inteiramente casualizado, combinando-se três concentrações de chumbo (Pb): 0, 150, 300mg/kg aplicados em amostras de latossolo e de gleissolo, em esquema fatorial de (2x3) com 5 repetições, totalizando 30 parcelas experimentais. As mudas de *A. pintoii* foram cultivadas em caixas plásticas (10,5cm x 10,5cm x 3,5cm), de modo que as raízes ficassem localizadas próximo à tampa lateral. As doses de Pb nos solos ocorreu em forma solução de acetato de chumbo (C<sub>2</sub>H<sub>3</sub>O<sub>2</sub>)<sub>2</sub> para obtenção das concentrações. Após 120 dias da adição do Pb ao solo avaliou-se o pH da rizosfera por meio do meio agar indicador, e determinou-se a concentração de Pb no solo e na parte aérea das plantas. O pH do solo com adição de Pb variou entre 4,3 a 4,9, tornando-se ácido. No período experimental de 120 dias, não foram observados sintomas visuais de fitotoxicidade de Pb, e diferenças significativas entre os tratamentos para a produção de biomassa das plantas, independente da classe de solo. Quanto as concentrações de Pb (0, 150 e 300mg/kg), os acúmulos deste metal ocorreram na parte aérea das plantas, respectivamente, para o Gleissolo (3, 57, 91mg/kg) e para o Latossolo (6, 89, 120mg/kg), em que observou-se a absorção de Pb na planta, de modo que através de análise de regressão indicou significativos valores de extração do metal pela plantas para cada tipo de solo. Pelas características apresentadas nos solos estudados, e pelas concentrações de Pb encontradas na parte aérea das plantas, conclui-se que o *Arachis pintoii* apresenta potencial para programas de fitorremediação em áreas contaminadas com chumbo (Pb).

Palavras chave: Fitorremediação, metal pesado, poluição do solo.



## ABSTRACT

The present work evaluated the development of the forage peanut, (*Arachis pintoii*, Kravop. & Greg.) in the presence of lead (Pb) and its phytoextractor potential to this heavy metal, in two kinds of soil (Latosol and Gleysol), characteristic from the region of the Vale do Paraíba, São Paulo, Brazil. To such study, an experiment was done in a webbing nursery, at Fazenda Piloto from Taubaté's University, in an entirely randomized design, combining three concentrations of lead (Pb): 0, 150, 300mg/kg put in samples of latosol and gleysol, in factorial scheme of (2x3) with 5 repetitions, totaling 30 experimental plots. The sets of *A. pintoii* were raised in plastic boxes (10,5cm x 10,5cm x 3,5cm), so that the roots were located close to the lateral top. The doses of Pb in the soils happened in solution of lead acetate ( $C_2H_3O_2$ )<sub>2</sub> to obtain the concentrations. 120 days after the addition of Pb to the soil, it was evaluated the pH from the rhizosphere by agar media indicator, and it was determined the concentration of Pb in the soil and in the plant's air part. The soil's pH in addition of Pb varied between 4,3 and 4,9, turning into acid. During the 120-experimental-day, neither visual symptoms of pH's phytotoxicity were found, nor significant differences between the treatments to the biomass's production of plants, independently on the kind of soil. About the concentrations of Pb (0, 150 e 300mg/kg), the accumulations of this metal happened in the plant's air part, respectively, to the Gleysol (3, 57, 91mg/kg) and to the Latosol (6, 89, 120mg/kg), in which could be observed the absorption of Pb in the plant, so that the regression analysis indicated significant amounts of extraction of the metal from plants to each kind of soil. With the characteristics presented in the studied soils, and with the concentrations of Pb found in the plant's air area, it can be concluded that *Arachis pintoii* shows potential to programs of phytoremediation in areas contaminated by lead (Pb).

Key words: Phytoremediation, heavy metals, soil's pollution.

## Sumário

1 - INTRODUÇÃO .....	10
2 - OBJETIVO GERAL.....	12
2.1 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	12
3 - REVISÃO DA LITERATURA.....	13
3.1 - ORIGEM DOS METAIS PESADOS E O CHUMBO NO SOLO .....	13
3.2- REMEDIAÇÃO DE ÁREAS COM PRESENÇA DE METAIS PESADOS .....	15
3.3 - O AMENDOIM FORRAGEIRO.....	18
3.4 - TIPOS DE SOLOS CARACTERÍSTICOS DO VALE DO PARAÍBA .....	20
4 - MATERIAL E MÉTODOS.....	22
5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	26
5.1 - O pH DA RIZOSFERA .....	26
5.2 - PRODUÇÃO DE BIOMASSA VEGETAL .....	29
5.3 TEOR DE CHUMBO NO SOLO .....	30
5.4 - TEOR DE CHUMBO NA PLANTA.....	32
6 - CONCLUSÃO.....	35
7 - REFERÊNCIAS.....	36

## 1 - INTRODUÇÃO

Uma das consequências do desenvolvimento urbano e industrial é o enriquecimento dos ecossistemas com substâncias tóxicas, particularmente metais, que além de contaminarem o ambiente, à medida que são transferidos ao longo dos níveis tróficos se acumulam, causando malefícios à saúde humana.

Alguns metais, como o ferro (Fe) e o manganês (Mn), são elementos essenciais às plantas, mas outros como o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb) são tóxicos ou potencialmente tóxicos. O Pb está presente no ambiente como resultado de processos naturais de intemperismo, mas também pela deposição de material particulado proveniente de emissões de veículos automotores e de chaminés das indústrias (SILVA et al., 2013). Segundo a agência americana de riscos nocivos e doenças relacionadas com a substâncias tóxicas, o Pb é a segunda substância mais nociva a saúde humana (ATSDR, 2013).

No solo o Pb é persistente e pouco móvel, pois reage com a matéria orgânica, óxidos, hidróxidos, carbonatos, sulfatos e fosfatos, podendo ser precipitado, o que dificulta a sua absorção pelas raízes das plantas. Somente o Pb trocável na solução do solo pode ser absorvido pelos vegetais (GRATÃO et al., 2005; LASAT, 2000). Para solos do estado de São Paulo o valor de referência de qualidade do para Pb é de 17 mg/kg (CETESB, 2005), sendo que valores acima de 180 mg/kg já indicam a existência de riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado (CONAMA, 2009). SILVA et al. (2013) relataram a ocorrência de Pb em solos entre as cidades de São José do Campos e Taubaté, que se destacam pela quantidade de indústrias existentes, nessa região do Vale do Paraíba Paulista.

Os teores do metal presentes no tecido vegetal da parte aérea e da raiz constitui em um importante indicador do grau de tolerância da planta e consequentemente seu potencial de serem usadas na remediação de áreas

contaminadas por metais tóxicos. Plantas com habilidade em acumular metais são indicadas para a remediação de áreas contaminadas, sendo chamadas de fitoextratoras (LASAT, 2002). A fitoextração é um tipo de fitorremediação que é praticada em várias partes do mundo, utilizando-se plantas que absorvem e acumulam metais na matéria seca, como por exemplo, as plantas de clima temperado *Polygonum sachalinense*, *Thlaspi*, *Alyssum* e *Chenopodium*, que são acumuladoras de metais (RULKENS et al., 1995). Outras plantas eficientes em acumular metais são a *Sinapis alba* e *Brassica juncea*, o girassol, o milho, o amendoim e o brócolis (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000).

A fitorremediação é uma opção para promover a desintoxicação do local ou a remoção de elementos contaminantes do solo (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000) e dessa forma alcançar a remediação de áreas contaminadas dispensando o uso de outras tecnologias que envolvem processos químicos ou físicos que são, em geral, tecnicamente difíceis e de custos elevados.

Para o Pb ainda não há indicativos de uma planta com potencial fitoextrator. O amendoim forrageiro, *Arachis pintoj*, é uma leguminosa com alta taxa de crescimento e produção de biomassa, sendo de fácil aquisição no mercado comercial, bem como de fácil ou propagação por estaquia e resistente a pragas e doenças. De fácil colheita, é planta tolerante à alta saturação de alumínio e acidez do solo, além de apresentar adaptação a solos com má drenagem, que podem ficar inundados por algum período do ano (FERNANDES et al., 1992; PIZARRO et al., 1992).

Considerando a característica industrial do Vale do Paraíba, torna-se importante a realização de estudos para verificar o potencial fitoextrator de plantas que possam metabolizar este contaminante, dessa forma, este trabalho tem como objetivo avaliar o desenvolvimento do amendoim forrageiro na presença de chumbo (Pb) e seu potencial fitoextrator para esse metal pesado, em dois tipos de solos (Gleissolo e Latossolo), tendo em vista que, ambos os solos apresentam características que os diferem, sendo necessária no desenvolvimento desse trabalho a verificação de atributos para a presença e ausência de chumbo (Pb) em cada uma dessas classes de solos em estudo, que são característicos dessa região do estado de São Paulo.

## 2 - OBJETIVO GERAL

Avaliar o desenvolvimento do Amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*, Krapov. & Greg.) em doses crescentes de chumbo (Pb) e o potencial fitoextrator para esse metal pesado, em duas classes de solos característicos do Vale do Paraíba.

### 2.1 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar o efeito da adição de chumbo (Pb) na produção de biomassa da parte aérea do amendoim forrageiro cultivado em amostras de Latossolo e de Gleissolo.
- Observar a alteração do pH rizosférico na presença e ausência de Pb.
- Quantificar a concentração de chumbo (Pb) na parte aérea das plantas de amendoim forrageiro cultivado em Latossolo e em Gleissolo.

### 3 - REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 - ORIGEM DOS METAIS PESADOS E O CHUMBO NO SOLO

A origem dos metais presentes no solo pode ser litogênica ou antropogênica.

Na origem litogênica, os metais ocorrem como constituintes de minerais primários em rochas ígneas ou em rochas sedimentares. Já a introdução de metais pesados no solo pelo homem é denominada fonte antropogênica e trata-se da principal forma de poluição, sendo que os mais altos teores de metais encontrados na superfície do solo são normalmente devido a esta ação antropogênica (DOMINGUES, 2009).

Com base nas alterações do solo ocasionadas pelo homem em suas atividades de produção, as principais fontes de contaminação do solo por metais pesados são: indústrias de fertilizantes, lodo de esgoto, combustíveis fósseis, indústrias metalúrgicas, de eletroeletrônicos, mineração, química e descarte de resíduos (ALLOWAY, 1995 a COSTA et al., 2006).

No decorrer da história, esta contaminação foi se tornando cada vez mais acentuada, principalmente com a Revolução Industrial e o processo de organização, porém isso se acelerou, alcançando índices alarmantes, principalmente a partir do século XX. Este acúmulo de metais pesados deve-se principalmente ao fato de serem bastante estáveis na natureza e passíveis de serem acumulados no solo, nas plantas, nos sedimentos e nos sistemas biológicos (COSTA et al., 2008).

Outro fator que deve ser considerado é a conservação dos metais pesados nos ambientes em geral, uma vez que eles não sofrem degradação, pois são poluentes elementares. Assim, uma vez que não são transportados, permanecem no solo, acumulando-se indefinidamente. Tal concentração de metais, porém, não é a causa direta da periculosidade, pois esta depende da

distribuição das formas com que são encontrados. Ou seja, o teor total do metal encontrado no solo distribui-se em frações de comportamento diferenciado, de acordo com a forma de ocorrência e a mobilidade dos íons (ANDRADE et al., 2008).

A disponibilidade dos metais pesados para a absorção das raízes está relacionada com o processo de solubilização destes metais presentes na fase sólida do solo, dependendo então da formação de complexos solúveis entre metais e ácidos orgânicos liberados na rizosfera (IRIE et al., 2008). Diferenças na liberação de  $H^+$  ou  $OH^-$  na região da rizosfera estão relacionadas ao balanço do total de íons absorvidos que varia entre as espécies vegetais (BRACCINI et al., 2000).

O chumbo (Pb) tem número atômico 82, massa atômica 207,19 u e densidade  $11,4g/cm^3$ , pertencendo ao grupo dos chamados metais pesados. É o metal pesado que oferece maior risco de envenenamento para os seres humanos (ATSDR, 2013). SILVA et al. (2013) observaram em Latossolo Vermelho Amarelo, que o Pb tende a se acumular superficialmente no solo, diminuindo sua concentração ao longo do perfil. A disponibilidade de Pb para as raízes das plantas diminui com a calagem, sendo que em pH menor que 6, os complexos orgânicos de Pb se tornam mais solúveis e podem lixiviar (RULKENS et al., 1995).

Quando se trata da presença de chumbo no solo, o excesso desse contaminante no meio pode resultar em diversos sintomas de toxicidade em plantas onde se destaca a redução do crescimento, a inibição da fotossíntese, a alteração de balanço nutricional e o balanço hídrico dentre outros. Mesmo em baixas concentrações o Pb pode causar sintomas de toxidez às plantas. Os mais comuns são inibição da divisão celular e desequilíbrio hídrico, nutricional e hormonal, refletindo em clorose, diminuição da área foliar, da fotossíntese e da produção de biomassa (DUBEY; SHARMA, 2005).

### 3.2- REMEDIAÇÃO DE ÁREAS COM PRESENÇA DE METAIS PESADOS

Para minimizar os impactos negativos causados ao meio ambiente resultante da contaminação com metais pesados, operações tecnológicas podem ser realizadas com base em metodologias físicas, químicas e físico-químicas, como por exemplo, a queima para volatilização do contaminante, a lixiviação ácida/alcalina, a lavagem do solo com surfactantes, a precipitação de metais, o uso de membranas de troca iônica, a adsorção em carvão ativado etc. Esses tratamentos têm em comum custos elevados de operação para a maioria dos poluentes, além de não existirem tecnologias de implementação fácil (OLIVEIRA et al. 2006).

Dentre as tecnologias para remediação de solos contaminados, destacam-se a biorremediação e a fitorremediação como opções para promover a desintoxicação do local (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000).

A fitorremediação emprega plantas objetivando remover ou transferir elementos nocivos. Trata-se de uma técnica viável, relativamente barata se comparada a outras formas de remediação, tornando-se uma alternativa aos tratamentos convencionais de remoção física da camada contaminada do solo, ou bombeamento e tratamento de águas. Esta técnica pode ser empregada em grandes áreas contaminadas, permitindo a realização de tratamento *in situ*, sendo este menos agressivo ao meio ambiente. Com relação ao metal pesado, a fitoextração pode ser empregada na recuperação de solos contaminados, utilizando plantas para remover o contaminante do meio (MARQUES, 2009).

A fitorremediação do solo é caracterizada não somente pela redução da contaminação do solo, mas também da água que se acumula nele. Esse processo de remediação começa pelo cultivo de plantas nos locais contaminados, prosseguindo, em alguns casos, na colheita (CRUVINEL, 2009).

Como qualquer outro processo de remediação, o uso de plantas destina-se à redução dos teores de contaminantes a níveis seguros e compatíveis com a proteção à saúde humana, ou a impedir/dificultar a disseminação de substâncias nocivas ao ambiente. Mas, diferentemente de algumas outras



tecnologias consideradas convencionais, a fitorremediação apresenta grande versatilidade, podendo ser utilizada para remediação de meio aquoso, ar ou solo, com variantes que dependem dos objetivos a serem atingidos. (ANDRADE et al., 2008).

Segundo (ANDRADE et al. 2008) a técnica de fitorremediação envolve mecanismos de:

- a) Fitoextração: após a absorção do poluente contido no meio, ocorre o armazenamento no tecido vegetal, o que facilita o descarte do material.
- b) Fitotransformação ou Fitodegradação: o poluente sofre bioconversão no interior das plantas ou em sua superfície, passando a formas menos tóxicas (catabolismo ou anabolismo).
- c) Fitovolatilização: o poluente é absorvido e convertido em forma volátil, que é liberada na atmosfera.
- d) Fitoestimulação: a presença das plantas estimula a biodegradação microbiana mediante exsudatos radiculares e/ ou fornecimento de tecidos vegetais.
- e) Fitoestabilização: o poluente é imobilizado por meio de sua lignificação ou humificação.

Para TAVARES (2009) as principais vantagens da fitorremediação são (1) o baixo investimento em capital e de operação, já que usa como fonte de energia a luz solar; (2) aplicável in situ; (3) aplicável a grande variedade de poluentes, podendo remediar vários contaminantes simultaneamente, incluindo metais, pesticidas e hidrocarbonetos; (4) técnica esteticamente bem aceita pela sociedade, limitando as perturbações ao meio ambiente se comparado a outras tecnologias, pois evita tráfego pesado e escavações; (5) plantas são facilmente monitoradas; (6) aplicável a áreas extensas, onde outras tecnologias são proibitivas; (7) acarretam em melhoria da qualidade do solo, no que diz respeito as suas características físicas e químicas, já que aumentam a porosidade, a

infiltração de água, fornecem e reciclam nutrientes, além da prevenção da erosão.

Outra vantagem é que a fitorremediação se torna melhor ao longo do tempo, com o crescimento mais profundo e mais denso das raízes, maior transpiração de água e crescimento mais viçoso da parte aérea (SCHNOOR, 2002).

O uso da fitorremediação apresenta restrições, desvantagens e riscos que devem ser levados em conta quanto à sua aplicação. Se o baixo custo é uma vantagem, o tempo para que se observem os resultados pode ser uma desvantagem, pois, em muitos casos são necessários vários ciclos de cultivo para atingir o objetivo desejado. Além disso, a concentração do poluente e a presença de outras toxinas devem estar dentro dos limites de tolerância da planta. Essa técnica, ainda, depende da estação, do clima e do solo, envolvendo o adequado fornecimento de água e nutrientes, além de textura do solo, pH e salinidade (ANDRADE et al., 2008).

Outro importante fator que deve ser avaliado em um projeto de fitorremediação é a necessidade futura de disposição final da massa vegetal produzida ao longo do projeto. Nesse sentido, é preciso considerar que, em decorrência do crescimento da vegetação, também ocorre o aumento da massa de material envolvida na remediação do solo ou da água. Dependendo do processo de fitorremediação adotado, devem ser removidas diferentes quantidades de biomassa do sistema. Considera-se também que os sistemas relativamente permanentes que se amparam na estabilização de vegetação madura não requerem remoções periódicas de biomassa. Destaca-se o fato de serem realizadas coletas periódicas nos processos de fitoextração ou rizoextração. (CRUVINEL, 2009).

A técnica da fitoextração utiliza plantas hiperacumuladoras, aquelas que são capazes de extrair o metal do solo e acumular quantidades elevadas do metal no tecido da parte aérea (PILAN-SMITH, 2005; SARMA, 2011). Além de apresentar elevada capacidade de acumular o poluente na parte aérea, outras características vegetais também são essenciais para o sucesso da fitoextração, como por exemplo: a planta deve ter a capacidade de crescer fora do seu local

de origem, com crescimento rápido, elevada produção de biomassa, acumular mais de um metal, ser de fácil colheita (JABEEN et al., 2009; SETH, 2008) e possuir fator de transferência (FT) e de bioacumulação (FB) maior que 1 (MIN et al., 2007). Esta fitorremediação de metais somente é eficiente se o contaminante for depois removido da área, através da colheita da matéria vegetal. Se a maior parte dos metais pesados absorvidos se localizarem na parte aérea das plantas, a colheita poderá ser realizada utilizando os métodos de agricultura tradicionais. Em geral, a colheita das plantas deve ocorrer antes da queda das folhas, ou antes, da sua morte e decomposição, de modo a que os contaminantes não se dispersem ou retornem ao solo (BATISTA, 2013).

Depois da colheita, a biomassa deverá ser processada para extração e recolha da maior parte dos metais. Se forem solos contaminados com Pb, Ni, Zn, Cu ou Co, o valor do metal extraído pode incentivar a remediação. Alternativamente, o volume ou o peso da biomassa podem ser reduzidos por meio de processos térmicos, físicos, químicos ou microbianos. No caso da queima do material vegetal colhido, por exemplo, a energia produzida representa uma valorização econômica do processo. E as cinzas podem ser tratadas como um minério, do qual pode ainda ser extraída a contaminação metálica (especialmente, se as cinzas estiverem enriquecidas em apenas um ou dois metais) (NALON, et al. 2008). A produção de biomassa associada à absorção e transporte do contaminante é ponto chave na escolha da espécie a ser utilizada em processos de fitoextração, pois a alta concentração de um metal na matéria seca da planta, não significa necessariamente que tal planta foi eficiente em extrair o metal do solo, pois a extração do metal está diretamente relacionada com a quantidade de matéria seca produzida pela planta.

### 3.3 - O AMENDOIM FORRAGEIRO

O amendoim forrageiro, (*Arachis pintoii*, Krapov. & Greg.), pertencente à família *Fabaceae*, (Figura 1) é uma leguminosa herbácea perene, de

crescimento rasteiro, hábito estolonífero, prostrado e lança estolões horizontalmente em todas as direções em quantidade significativa, cujos pontos de crescimento são bem protegidos do pastejo realizado pelos animais.



**FIGURA 1:** Amendoim forrageiro, *Arachis pintoi*, pertencente à família *Fabaceae* leguminosa herbácea perene, de crescimento rasteiro.

Adapta-se bem em solos de baixa a média fertilidade e tolera aqueles com alta saturação de alumínio (ácidos), porém, responde bem à calagem e adubação fosfatada. É uma leguminosa de porte baixo, dificilmente ultrapassando 30-40 cm de altura, possui raiz pivotante, que pode alcançar 1,60 m de profundidade. As hastes são ramificadas, circulares, ligeiramente achatadas, com entrenós curtos e estolões que podem chegar a 1,5 m de comprimento. A planta floresce várias vezes ao ano, geralmente entre a 4<sup>a</sup> e 5<sup>a</sup> semana após a emergência das plântulas. Em condições de sombreamento, as plantas apresentam crescimento mais vertical, com maior alongamento do caule, maior tamanho e menor densidade de folhas (LIMA et al. 2003).

O amendoim forrageiro é uma espécie de exploração nacional recente, com maior difusão na região norte e centro-oeste, enquanto que na região sul brasileira vem se destacando a “cultivar”. Alqueire-1, desenvolvida para resistir ao frio. Apresenta produção de forragem e persistência satisfatória, além disso,

a característica de alta qualidade, constatada pelo incremento da produção animal em função de bons conteúdos de proteína bruta e digestibilidade, tem tornado o amendoim forrageiro uma das melhores alternativas de alimentação com menor custo. Sobretudo é uma nova opção forrageira em pastejo consorciado, o que pode ser uma atividade bastante rentável em termos produção de feno e de sementes (NASCIMENTO, 2006).

### 3.4 - TIPOS DE SOLOS CARACTERÍSTICOS DO VALE DO PARAÍBA

Os latossolos constituem o grupamento de solos de maior expressão geográfica no território brasileiro. Têm sido intensamente estudados ao longo dos anos, mas algumas dúvidas de caráter básico ainda persistem sem solução, como é o caso do desenvolvimento de sua estrutura (EMBRAPA, 2009).

Com grande potencial para agricultura, os latossolos, entretanto apresentam limitações quanto à fertilidade, como a presença de mais de 95% de sua área com características distróficas e níveis de pH entre 4,8 e 5,2, indicando a típica condição ácida desses solos (AZEVEDO et al., 2007). Aliado a estas limitações, destaca-se o uso de sistemas de manejo convencional caracterizados pelo revolvimento intensivo do solo, favorecendo a intensificação dos processos de erosão e compactação, diminuindo sua qualidade.

Estes solos são encontrados no Paleovale do Paraíba do Sul nas áreas mais baixas das vertentes das Serras da Mantiqueira e do Mar compreendendo boa parte dos municípios localizados no Vale do Paraíba em regiões com relevos que vão de suavemente ondulado a ondulado em altitudes que variam de 500 a 1000m o que favorece a infiltração da água nesses solos e sua evolução. São derivados preferencialmente de rochas como granitos e gnaisse e possuem uma transição entre os horizontes gradual ou difusa o que os torna menos erodíveis a ação erosiva das chuvas (MOURA, 2006).

Os gleissolos, por sua vez, encontram-se permanente ou periodicamente saturados por água, salvo se artificialmente drenados. A água permanece estagnada internamente, ou a saturação é por fluxo lateral no solo. Em qualquer circunstância, a água do solo pode se elevar por ascensão capilar, atingindo a superfície. Caracterizam-se pela forte gleização, em decorrência do regime de umidade redutor, virtualmente livre de oxigênio dissolvido em razão da saturação por água durante todo o ano, ou pelo menos por um longo período, associado à demanda de oxigênio pela atividade biológica (EMBRAPA, 2009).

De acordo com o (Mapa Pedológico do Instituto Agrônomo de Campinas-IAC, 1999), as áreas da Bacia Sedimentar de Taubaté desde Jacareí até Cachoeira Paulista acompanhando o Vale recente do Paraíba do Sul foram classificadas como de Gleissolos (Húmicos e Hidromórficos Cinzentos) devido ao fato dessa área estar associada a áreas de aluviões (depósitos de calhas e terraços) com relevo de plano até suavemente ondulada, a níveis topográficos entre 400 e 500m. Possui uma drenagem insuficiente ou imperfeita acentuada nos períodos de chuva com o constante encharcamento das áreas de várzea (MOURA, 2006).

Os latossolos são excelentes para as atividades agropecuárias, são planos, profundos e apresentam boa estrutura física. Entretanto, existem alguns fatores que podem ser limitantes a boa produtividade, entre eles, está à deficiência de nutrientes, devido ao tipo de material de origem e ao baixo teor de matéria orgânica presentes nesse solo. Enquanto o gleissolo apresenta característica dominante, que é a má drenagem ou hidromorfismo, embora aqueles situados em terraços ou níveis mais elevados (várzea alta) possam apresentar-se melhor drenados. O conhecimento das variações provocadas pelo uso do solo nos atributos químicos constitui um importante passo para que se possa empregar um manejo mais adequado e contornar possíveis limitações advindas utilização (LOBATO, 2004).

#### 4 - MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em viveiro telado na Fazenda Piloto do Departamento de Ciências Agrárias, Universidade de Taubaté, localizado nas coordenadas geográficas 23° 02' S, 45° 30' W e 577 m.

Os tratamentos foram dispostos em delineamento inteiramente em esquema fatorial 2x3 (duas classes de solos x três doses de Pb). Foi avaliada a capacidade do amendoim forrageiro (*Arachis pintoii* Krapov. & Greg.) em absorver Pb adicionado a amostras de latossolo (L) e gleissolo (G) nas doses 0, 150 e 300mg/kg. Os tratamentos foram repetidos cinco vezes, perfazendo 30 unidades experimentais.

As amostras de solo utilizadas foram coletadas na Fazenda Piloto da Universidade de Taubaté, o gleissolo foi coletado em região de várzea próximo ao rio Una, e o latossolo em área próximo ao viveiro telado, à profundidade de 40 cm da superfície do solo. Depois as amostras de solos foram colocadas para secar ao ar, homogeneizadas e passadas em peneira de 2,0mm de malha. Os solos utilizados no experimento não receberam qualquer tratamento corretivo (adubação e calagem), no início e no decorrer do experimento, reproduzindo as mesmas condições que os solos se encontravam no ambiente natural. Essas amostras de solo foram colocadas em caixas plásticas com dimensões 10,5 cm x 10,5 cm x 3,5 cm (Figura 2), com capacidade de 800g de solo em cada. Posteriormente as caixas tiveram uma de suas laterais removidas, de forma que ao realizar o plantio as raízes das mudas de amendoim forrageiro ficaram expostas a essa extremidade. As mudas de amendoim forrageiro foram preparadas a partir de estolões padronizados com 3 meses idade e com 12cm de altura(cm), depois foram replantadas nas caixas e mantidas por um período de 30 dias de adaptação aos solos para o cultivo. Passado esse período, os solos receberam solução de acetato de chumbo ( $C_2H_3O_2$ )<sub>2</sub> nas concentrações de 150 e 300 mg/kg.

As plantas de amendoim forrageiro foram cultivadas em caixas (Figura 3) por um período de quatro meses. Durante o cultivo, as caixas foram irrigadas de modo que a umidade dos solos foi mantida a 50% da capacidade máxima de retenção de água.



**Figura 2:** Caixas Plásticas (10,5cm x 10,5cm x 3,5cm), onde foram cultivadas mudas de amendoim forrageiro em viveiro telado da Fazenda Piloto do Departamento de Ciências Agrárias-UNITAU.



**Figura 3:** Mudanças de Amendoim forrageiro, após o período de 120 dias, em viveiro, da Fazenda Experimental Piloto do Departamento de Ciências Agrárias-UNITAU



Após o período de 120 dias, foi realizado o teste para observação de possíveis alterações de pH na rizosfera. Para tanto foi utilizado um meio agar-indicador conforme descrito por BRACCINI et. al. (2000), no qual a solução de agar (0,75%) foi aquecida até a dissolução completa, e, após o seu resfriamento, adicionou-se o indicador púrpura de bromocresol na concentração de 0,06%. O pH do meio foi ajustado com NaOH para 6, apresentando, nesse caso, a coloração vermelha. Uma camada de agar foi aplicada na superfície do solo por um período de 2 horas, a fim de verificar-se o pH da rizosfera de cada tratamento aos quais as mudas de amendoim forrageiro foram submetidas.

Sucedido o período de cultivo, as plantas foram coletadas das caixas e a biomassa vegetal foi separada em parte aérea e sistema radicular. Essa separação foi feita através de corte das mudas realizadas na altura do colo das mesmas. As plantas cortadas foram lavadas, acondicionadas em sacos de papel e secas em estufas de ar com circulação forçada à temperatura entre 65 e 70 °C até atingir o peso constante. Depois de secas, as partes da planta (aérea e raiz) foram pesadas para a determinação da biomassa seca. Posteriormente, as partes da planta foram moídas e acondicionadas em sacos plásticos e direcionadas para análises, com o objetivo de se obter o teor de chumbo na planta.

#### Determinação do chumbo (Pb) no solo e na parte aérea da planta

No Laboratório de Análise de Solos e Plantas do Departamento de Ciências Agrárias da Universidade de Taubaté-UNITAU, as amostras de solo retiradas após 120 dias de cultivo das plantas de *Arachis pintoii* foram secas ao ar, destorroadas, homogeneizadas e passadas através de uma peneira de 1 mm de malha. Após digestão nitroperclórica ( $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ ) dessas amostras,

as concentrações totais de Pb foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica, segundo metodologia de EMBRAPA (2009).

Para a digestão das amostras da parte aérea da planta pesou-se 200 mg da amostra e foram adicionados a mistura ácida, 3 mL de HNO<sub>3</sub> e 1 mL de HClO<sub>4</sub>. Essa mistura ácida foi levada para aquecimento em chapa metálica em torno de 120 °C em sistema sob refluxo (com vidro de relógio sobre o béquer) e sem promover fervura reacional, até que a solução se tornasse límpida. Após, resfriou-se a solução resultante e transferiu-se quantitativamente o extrato resultante para um balão volumétrico de 100,0 mL. Esse extrato foi quantificado para Pb por Espectrometria de Emissão Ótica por Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES), sendo selecionados e testados todos os parâmetros analíticos, de tal forma que as interferências intrínsecas da técnica espectrométrica fossem mínimas, não comprometendo a exatidão do resultado de concentração, aliando-se, também, aos erros na preparação das amostras por digestão.

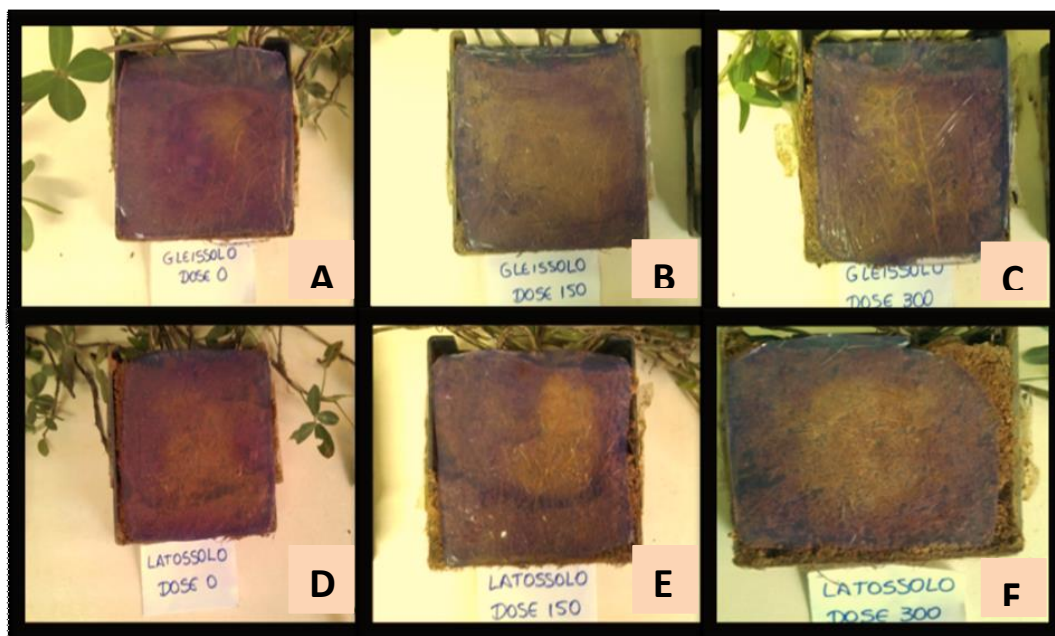
A partir dos valores de biomassa seca da parte aérea com base nos teores de Pb (mg kg<sup>-1</sup>) obtidos nas frações da extração sequencial, realizou-se uma análise de variância (ANOVA) e também análise de regressão em função dos diferentes tratamentos aplicados na parte aérea, em que calculou-se: o acúmulo e concentrações de Pb na planta. Quando os efeitos foram significativos realizou Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

## 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 - O PH DA RIZOSFERA

O crescimento em caixas plásticas tornou mais simplificado a verificação de pH da região da rizosfera, tendo em vista que as raízes desenvolveram-se na superfície da lateral da caixa, que facilitou a avaliação. Essas alterações de pH ao longo das raízes foram observadas através de camada de agar indicador que foram aplicadas na superfície do solo. Inicialmente o agar apresentava pH 6, e coloração vermelha. Após duas horas da aplicação da camada de agar no solo (Figura 4), se observou mudança na coloração indicando alteração do pH na região da rizosfera.

Na dose 0 não se observou mudanças significativas do pH com valores 5,55 para Gleissolo e 5,7 para Latossolo, já nas doses 150 e 300mg/kg das duas classes de solos, a cor do agar alterou-se de vermelho para amarelo, indicando pH de aproximadamente 4,5, constatando-se o aumento de acidez na rizosfera.



**FIGURA 4:** Verificação do pH da rizosfera, após 2h da coloração da camada agar pH 6,0, na superfície do solo, onde mudas de amendoim forrageiro foram cultivadas: GLEISSOLO A) Ausência de Pb; B) 150mg/kg de Pb; C) 300mg/kg de Pb. LATOSSOLO D) Ausência de PB; E) 150mg/kg de Pb; F) 300mg/kg de Pb.

De acordo com MARSCHNER (1995), a capacidade tampão do solo e o pH inicial são os principais fatores que determinam a extensão na qual as raízes podem alterar o pH da rizosfera. A capacidade tampão de pH depende dos teores de argila e de matéria orgânica, os quais podem neutralizar as mudanças de pH induzidas pelas raízes. As vantagens do método do agar-indicador estão relacionadas à sua natureza não-destrutiva, além de permitir melhor localização das variações de pH ao longo das raízes. Por sua vez, a separação mecânica do solo para avaliação do pH implica em definir qual distância da superfície das raízes é considerada como rizosfera.

SCHWERTMANN E TAYLOR (1989) destacam, que à medida que o pH sobe, a intensidade de absorção aumenta acentuadamente em curta faixa de acréscimo de pH. Esta capacidade de absorção de metais pesados é de grande importância para a mobilidade dos metais pesados tóxicos no manto de solo e, portanto, para a poluição dos aquíferos.

O pH a principal variável do solo que atinge a mobilidade dos metais pesados na absorção das plantas ou no perfil do solo. Pode o pH agir diretamente na alteração dos equilíbrios químicos das reações com metais, na solubilização e precipitação dos compostos metálicos, ou indiretamente, na variação das cargas superficiais por meio dos íons  $H^+$  e  $OH^-$ , nos argilominerais e óxidos de carga variável (ALLOWAY, 1995). É também um fator importante para o controle de absorção de metal em partículas sólidas. Desta forma, elevando-se o pH, normalmente espera-se que a absorção também seja elevada. Quando o pH diminui, a carga superficial da partícula sólida é aumentada positivamente devido a competição de íons hidrogênio pelos sítios de troca, e é por esse motivo que os metais tendem a desorver em baixos valores de pH, e também exerce efeito sobre a disponibilidade dos metais no solo. Em solos ácidos, a concentração de íons metálicos na solução do solo aumenta facilitando sua absorção pelas plantas (GARBUSU & ALKORTA, 2001). O pH do solo com adição de Pb variou de 4,3 a 4,9 (Tabela 1), constatando-se os maiores valores para o Gleissolo (4,95) quando

comparado ao Latossolo (4,65). Sugere-se que a acidez do solo pode ter favorecido a absorção do Pb pela planta.

TABELA 1. Valores de pH determinados nos diferentes tipos de solos, na ausência e presença de chumbo.

Doses	pH do solo	
	Gleissolo	Latossolo
0	5,55	5,7
150	4,70	4,3
300	4,95	4,65

MARQUES (2009), em seu experimento com as espécies girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona, trabalhou com pH do solo 3,9 e verificou que a acidez do solo favoreceu a absorção de Pb, encontrando elevada concentração do metal nos tecidos vegetais.

Destacando ainda que a capacidade do solo em reter metais diminui com a elevação do pH, favorecendo a solubilização e a mobilidade destes elementos. Em solos neutros a alcalinos, os metais tornam-se menos solúveis e disponíveis, por formarem precipitados com hidróxidos e carbonatos. O mesmo ocorre na presença de elevados teores de argila, óxidos ou húmus, por estarem mais fortemente retidos (SIMÃO; SIQUEIRA, 2001). Isto ocorre, pois a liberação dos metais para a solução é estimulada devido à competição de H<sup>+</sup> por sítios de ligação (LASAT, 2000).

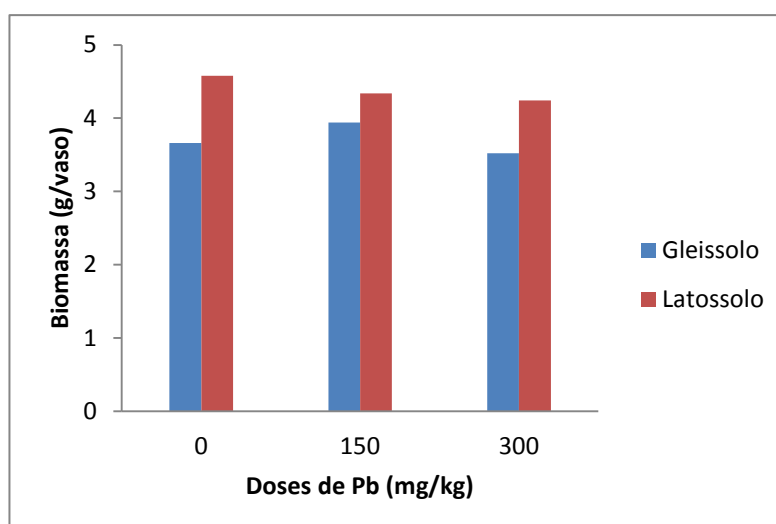
Os óxidos de ferro mais comuns nos solos são a hematita e a goetita, presentes na composição dos solos Latossolos e Gleissolos. Tanto a hematita como a goetita apresentam forte capacidade de absorver metais pesados. SCHWERTMANN E TAYLOR (1989) assinalam a seguinte ordem de absorção: Cu>Pb>Zn>Cd>Co>Ni>Mn (para a hematita o Pb precede o Cu quanto à

ordem de absorção). Esses autores assinalam ainda que o pH é o fator mais importante da determinação desse fenômeno.

## 5.2 - PRODUÇÃO DE BIOMASSA VEGETAL

Analisadas as massas dos vegetais (Figura 5), observa-se que, conforme a contaminação aumentou, não houve redução significativa na massa do *Arachis pinto* em ambas as classes de solos em estudo. Isso demonstra que a quantidade de metal parece não ter afetado no desenvolvimento da planta, não prejudicando o processo de fitorremediação nessa espécie.

Na avaliação da biomassa da parte aérea, constatou-se que não houve diferenças significativas entre as doses de chumbo nas concentrações 0, 150 e 300mg/kg. Visto que as médias da biomassa vegetal foram respectivamente para Gleissolo (3,66; 3,94; 3,52g/vaso) e para Latossolo (4,58; 4,34; 4,24g/vaso), em que não apresentaram redução nas amostras com concentrações de Pb em comparação com a dose controle. O amendoim forrageiro cultivado no latossolo apresentou maior quantidade de matéria seca da parte aérea, se comparado ao gleissolo em que neste solo tanto a produção de biomassa, quanto o acúmulo de Pb no tecido vegetal foram menor.



**FIGURA 5.** Comparação de médias da produção de biomassa do amendoim forrageiro (*A. pinto*), inseridos em gleissolo e latossolo sob diferentes concentrações de Pb.

ALMEIDA et al., (2008) avaliando o efeito do Pb, na fisiologia do feijão de porco (*Canavalis ensiformes*), em diferentes concentrações, relatou que o Pb afetou pouco a produção de matéria seca do feijão de porco, como ocorreu nesse estudo, que também não apresentou sintomas de toxicidade pela planta, assim como ocorreu com o amendoim forrageiro

LIMA et al. (2013) avaliando o efeito do Pb no desenvolvimento de hortaliças verificaram que a produção de biomassa do couve manteiga não foi afetada pela presença de Pb no solo (Pb 20 a 180 mg kg<sup>-1</sup>). Demonstrando que, embora o Pb seja um metal fitotóxico, algumas espécies de plantas toleram a presença deste metal e não apresentam redução na produção de biomassa (HONG et al., 2008).

A faixa de toxidez de Pb da maioria das plantas ocorre quando a concentração do elemento na biomassa aérea varia entre 30 e 300 mg kg<sup>-1</sup> (KABATA; PENDIAS, 2001). Para fins de comparação de tolerância de cada espécie, determinou-se a redução de biomassa e do comprimento radicular da planta quando a concentração de Pb da parte aérea alcançou o limite mínimo de toxidez, 30 mg kg<sup>-1</sup>.

### 5.3 TEOR DE CHUMBO NO SOLO

A presença do Pb no solo é reconhecida como um problema de saúde pública devido aos diversos impactos que o elemento gera em diferentes níveis tróficos. A concentração total de Pb nos solos cultivados estão enquadrados dentro de uma faixa de teor considerada tóxica (30 a 300mg kg) para as plantas em geral, de acordo com KABATA-PENDIAS (2001).

Na Tabela 2, encontram-se os teores de chumbo presentes nos solos estudados

TABELA 2. Determinação de chumbo nas diferentes concentrações das duas classes de solos estudados (mg/kg).

Determinação de Pb nos solos estudados em mg/kg		
Doses	Gleissolo	Latossolo
0	0	0
150	104	70
300	212	164

A presença do Pb no solo é reconhecida como um problema de saúde pública devido aos diversos impactos que o elemento gera em diferentes níveis tróficos. A concentração total de Pb nos solos cultivados estão enquadrados dentro de uma faixa de teor considerada tóxica (30 a 300mg kg) para as plantas em geral, de acordo com KABATA-PENDIAS (2001).

As duas classes de solos utilizados nesse estudo apresentaram cerca de 550mg/kg de chumbo total, (Tabela 2). Sendo que, o gleissolo obteve maior retenção de chumbo, nas duas concentrações de Pb utilizados, isso pode ser explicado por ser um solo sob condições de hidromorfismo, que apresenta saturação por água, e é muito argiloso, já o latossolo (Tabela 2), absorveu menor quantidade de Pb.

O Pb presente no latossolo apresentou uma menor retenção, podendo ser transferido para as raízes dos vegetais. Todavia, a absorção do Pb pela planta pode ser incrementada com o aumento da acidez do solo e diminuição da quantidade de húmus (PARMIGIANI & MIDIO, 1995).

O Pb na solução do solo geralmente ocorre como  $Pb^{2+}$  formando complexos estáveis com ligantes inorgânicos ( $Cl^-$ ,  $CO_3^{2-}$ ) e orgânicos (ácidos húmicos e fúlvicos) (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).



#### 5.4 - TEOR DE CHUMBO NA PLANTA

As plantas de amendoim forrageiro tiveram taxa de sobrevivência de 100% em solos contaminados com Pb, sem apresentar sintomas característicos de fitotoxicidade.

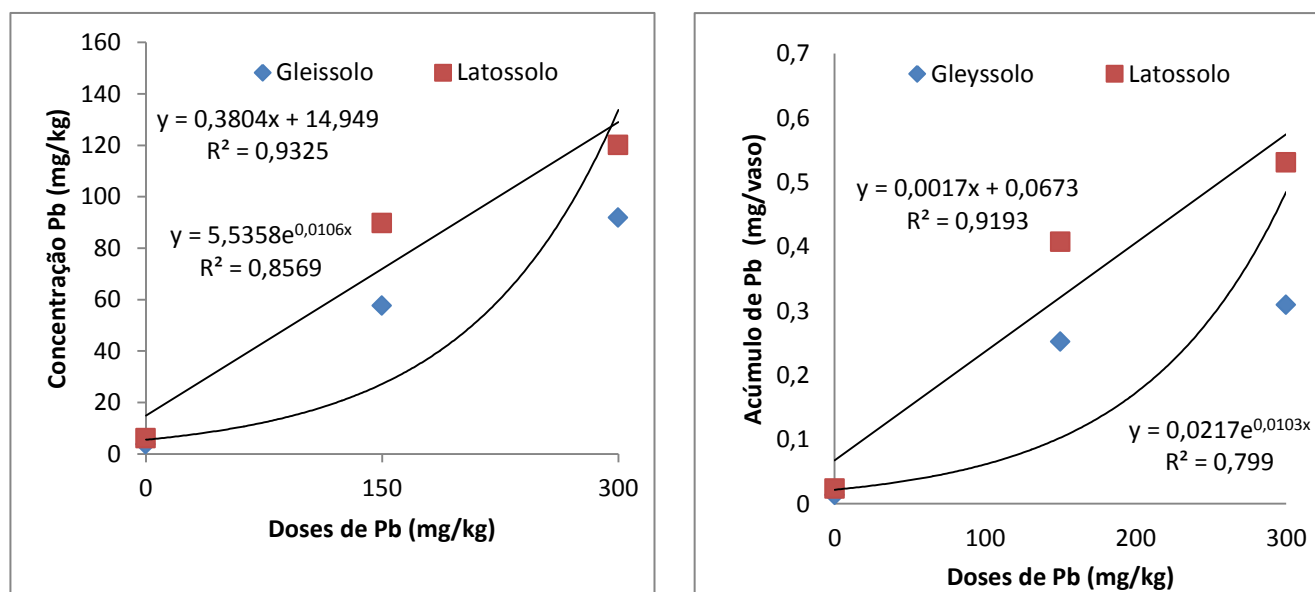
Analisadas as amostras da parte aérea das plantas (TABELA 4), observa-se que concentrações de Pb no tecido da parte aérea do vegetal aumentou com as doses de Pb no solo. Isso demonstra que a quantidade de metal mais alta, não afetou o desenvolvimento da planta, sendo uma característica importante para as plantas indicadas para programas de fitorremediação (PILAN SMITH, 2005; SARMA, 2011).

TABELA 4. Determinação de chumbo (mg/kg) na parte aérea da planta, nas duas classes de solos.

Determinação de Pb na planta estudados em mg/kg		
Doses	Gleissolo	Latossolo
0	3	6
150	57	89
300	91	120

O Pb apesar de ocorrer nas plantas, sua absorção é passiva, sendo diminuída pela calagem e baixa temperatura. Apesar de não ser solúvel nos solos, é absorvido pela raiz e estocado nas paredes celulares. Sua translocação das raízes.

Nas análises de regressão para a concentração e para o acúmulo de chumbo na parte aérea das plantas de *A. pintoi* (Figura 6), verificou-se que a planta de Amendoim forrageiro demonstrou considerável potencial para extração de Pb, ajustando-se equações lineares para latossolo e equações polinomiais para o gleissolo.



**Figura 6.** Médias de concentrações e acúmulo de chumbo na parte aérea do *A. pintoi*. Sob efeitos da aplicação de doses crescentes de Pb das duas classes de solo, após a contaminação artificial do mesmo. Equações de regressão polinomial linear, estatisticamente significativa a 5%.

De maneira geral, pode se observar neste trabalho o mesmo observado por PEREIRA (2005) que em estudo com girassol, feijão-de-porco e milho em solo contaminado por Pb, observou que o feijão-de-porco e o milho foram as espécies que mais acumularam Pb na parte aérea. Segundo o autor, as plantas testadas não podem ser classificadas como hiperacumuladoras de metais, entretanto as espécies podem ser utilizadas na recuperação de áreas contaminadas pela maior tolerância e acumulação de metais pesados.

A solubilidade do Pb aumenta com a redução do pH (OLIVEIRA et al, 2005), o que explica as concentrações mais elevadas desse elemento na raiz e na parte aérea das plantas desenvolvidas sobre o solo Latossolo. A massa de

Pb acumulada nas plantas também foi mais elevada neste solo (em média superior ao das plantas do gleissolo), razão direta da sua maior acidez (maior biodisponibilidade deste metal nesse solo). Este acúmulo crescente de chumbo, também, contribuiu, provavelmente, à fitotoxicidade apresentada nas plantas crescidas no solo Latossolo, tendo causado redução de produção de matéria seca total em mais de 20%. Segundo FAGERIA (2000), a redução da produção em torno de 10% é uma característica de fitotoxicidade.

Os solos utilizados neste trabalho apresentaram bons resultados para o cultivo do amendoim forrageiro, que mesmo em condições de acidez, devido a presença de Pb, não houve interferiu no desenvolvimento da planta.

De modo geral, o Amendoim forrageiro *A. pintoi* suportou a contaminação dos solos estudados, e se desenvolveu muito bem as diferentes concentrações do contaminante. Apresentando produção de biomassa considerável, nas duas classes de solos.

No entanto as concentrações e acúmulo de Pb aumentaram no tecido da parte aérea do vegetal, conforme, se aumentou os teores disponíveis nos solos, em que as plantas se mostraram boas acumuladoras e tolerantes ao chumbo (Pb).

## 6 - CONCLUSÃO

Pelas características apresentadas nos solos estudados e pelas concentrações fitotóxicas de chumbo encontradas nas plantas desenvolvidas nas duas classes de solos, evidencia-se que o *Arachis pintoï*, apresenta potencial para programas de fitorremediação em áreas contaminadas com Pb.

Já em questão da matéria seca, a produção de biomassa foi maior nas plantas cultivadas em latossolo que apresentou uma maior produção de biomassa e também maior acúmulo de Pb. Se comparado com o gleissolo com acúmulo menor de Pb no tecido vegetal, provavelmente em razão da menor biodisponibilidade desse metal na planta estudada.

O amendoim forrageiro comportou-se de modo diferenciado à contaminação com Pb, com boas respostas quanto a tolerância, absorção e acúmulo deste elemento. Com base nas doses de toxicidade, o amendoim forrageiro apresentou eficiência quanto ao acúmulo de chumbo na parte aérea, podendo ser utilizado como instrumento de contenção, redução ou remoção de contaminantes principalmente em latossolo, que apresentou bons índices de absorção e também a diminuição do resíduo do metal no solo.

## 7 - REFERÊNCIAS

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R. Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2000.

Agency for Toxic Substances and Disease Control (ATSDR). CERCL priority list of hazardous substances, 2013. Disponível em:<<http://www.atsdr.cdc.gov/spl/>>. Acesso em 30 de agosto de 2014.

ALMEIDA, E.L.; MARCOS, F.C.C.; SCHIAVINATO, M.A.; Lagoa, A.M.M.A.; Abreu, M.F. Crescimento de feijão-de-porco na presença de chumbo. **Revista Ciências Agronômicas**, 67: 569-5776, 2008.

ALLOWAY, B. J. The origins of heavy metals in soil. In: ALLOWAY, B. J (ed.). Heavy metals in soils. 2ed. London: **Blackie Academic**, p. 38 - 57, 1995a.

ANDRADE, A. F. M.; SOBRINHO, N. M. B.; MAGALHÃES, M. O. L. 2008. Zinco, chumbo e cádmio em plantas de arroz (*Oryza Sativa* L.) cultivadas em solo após adição de resíduo siderúrgico. **Ciência Rural**, v.38, n.7, out, 2008.

AZEVEDO, D. M. P. Atributos físicos e químicos de um Latossolo Amarelo e distribuição do sistema radicular da soja sob diferentes sistemas de preparo no cerrado maranhense. **Revista Ciência Agronômica**, v. 38, n. 01, p. 32-40, 2007.

BATISTA, A. A. **Seleção de espécies com potencial fitorremediador de chumbo**. 57p. Dissertação (Solos e Qualidade de Ecossistemas) Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - Cruz das Almas - BAHIA - 2013.

BRACCINI, M. C.L.; MARTINEZ H. E. P.; MENDONÇA, S.M.; **Avaliação do pH da rizosfera de genótipos de café em resposta à toxidez de alumínio no solo**. *Bragantia*, Campinas, v.59, p. 83-88, 2000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Decisão da Diretoria, n.195 de 2005 que dispõe sobre a aprovação dos valores orientadores para solos e águas subterrâneas do estado de São Paulo. São Paulo, 2005. Disponível em < [http://solo.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/34/2014/12/tabela\\_valores\\_2005.pdf](http://solo.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/34/2014/12/tabela_valores_2005.pdf)> Acesso: 13 de junho 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.”, Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, nº 249, de 30 de dez. 2009. p.81-84. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1>>. Acesso em 13 Jan. de 2014.

COSTA, N. C. et al.; **Fracionamento sequencial de cádmio e chumbo em solos**. *Ciência Rural*, v.37, n.5, p.1323-1328, 2008.

COSTA, C. N.; MEURER, E. J. BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. In: **Fundamentos de química do solo**. 3 ed. Porto Alegre: Evangraf, p. 213 - 250, 2006.

CRUVINEL, D.F.C., **Avaliação da fitorremediação em solos submetidos à contaminação com metais**. Ribeirão Preto, 2009.

DOMINGUES, T. C. G. **Teor de metais pesados em solo contaminado com resíduo de sucata metálica, em função de sua acidificação**. 81f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Resíduos Agroambientais) – Pós – Graduação – IAC. 2009.

DUBEY, R. S.; SHARMA, P. Lead toxicity in plants, Brazilian. **Journal of Plant Physiology**, p.17, 35-52. 2005.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. - Rio de Janeiro. p. 81-83, 2009.

FAGERIA, N. K. Níveis adequados e tóxicos de zinco na produção de arroz, feijão, milho, soja e trigo em solo de Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.3, p.390-395, 2000.

FERNANDES, A.T.F.; FERNANDES, C.D.; EUCLIDES, V.P.B. et al. **Avaliação de acessos de Paspalum spp em consorciação com Arachis pintoi em áreas úmidas de baixa fertilidade**. In: RED INTERNACIONAL DE EVALUACION DE PASTOS TROPICALES, 1., 1992, **Brasília**. Reunión

**Sabanas...** Cali: EmbrapaCPAC/CIAT, 1992. p.555-560./ (Documento de Trabajo, 117).

GARBISU C, ALKORTA I. Phytoextraction: A cost effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. **Biores Technol.**; 77(3):229–236. 2001.

GRATÃO, P.L. et al. Phytoremediation: green technology for the cleanup of toxic metals in the environment. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v.17, p.53-64, 2005.

HONG, C. L. et al. Assessing lead thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, 80 (4): 356-361, 2008.

**IAC- Mapa Pedológico do Estado de São Paulo** - São Paulo: IAC/EMBRAPA-Escala 1:500000.1999.

IRIE, C.N. et al. Avaliação do potencial da embaúba (*Cecropia cf. pachystachya Trécul*) para recuperação de solos contaminados com metais pesados. In: **Congresso de Iniciação Científica**. 2008.

JABEEN, R.; AHMAD, A.; IQBAL, M. Phytoremediation of heavy metals: physiological and molecular mechanisms. **Botanical Review**. 75: 339 -364, 2009.



KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 2.ed. Boca Raton: CRC Press, p. 234. 1992.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press LLC, p. 413. 2001.

LASAT, M.M. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, v.31, p.109-120, 2002.

LASAT, M.M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/ soil/ metal interaction and assessment of pertinent agronomic issuer. **Journal of Hazardous Substance Research**, v. 2, p.1-5, 2000.

LIMA, F.S. L; NASCIMENTO, C. W. A; ACCIOLY, A. M. A.; Sousa, C.S.; Cunha Filho F. F. Bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado. **Revista Ciência Agronômica**, 44 (2): 234-241. 2013.

LIMA, J. A. et al. Amendoim forrageiro (*Arachis pintoii* Krapov. & Gregory). 2003. UFLA/ CNPq. Disponível em:<[http://www.editora.ufla.br/Boletim/pdfextensao/bol\\_01.pdf](http://www.editora.ufla.br/Boletim/pdfextensao/bol_01.pdf)>Acesso em: 07 jun.2007.

LOBATO, E. (Ed.) **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília: Embrapa. cap. 1, p. 29-58. 2004.

MARQUES, L. F. **Fitoextração de chumbo por girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona em áreas contaminadas** - Dissertação. Areia- PB: UFPB/CCA, 2009.

MIN, Y., BOQUING, T., MEIZHEN, T., AOYAMA, I. **Accumulation and uptake of manganese in a hyperaccumulator *Phytolacca americana***. Minerals. Engineering. 20: 188-190, 2007.

MOURA, A.C. Zoneamento geoambiental como subsídio à análise dos indicadores ambientais nas áreas de dutos: caracterização do clima como fator determinante da instabilidade das áreas de implantação de dutos. Rio Claro - SP 2006.

NALON, M. A.; MATTOS, I. F. de A.; FRANCO, G. A. D. C. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. In: RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R. (Orgs.). Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, **Instituto de Botânica**, p. 16-21. 2008

NASCIMENTO, I.S. O cultivo do amendoim forrageiro. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 12, n. 4, p. 387-393, out-dez, 2006.

OLIVEIRA, D. B.; CARA, D. V. C.; XAVIER; P.G. et al. Fitorremediação: estado da arte: Rio de Janeiro: CETEM/ MCT. p 32. (Tecnologia Ambiental). 2007.

OLIVEIRA, C; SOBRINHO, N. M. B. A.; MARQUES, V. S. et al. Efeitos da aplicação do lodo de esgoto enriquecido com cádmio e zinco na cultura do arroz. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* v.29 n.1, p.109-116, 2005.

PARMIGIANI, M. P. C. V. D.; MIDIO, A. F. Chumbo na alimentação da população infantil. *Cadernos de Nutrição*, v. 9, p. 25-34, 1995.

PEREIRA, B. F. F. Potencial fitorremediador das culturas de feijão-de-porco, girassol e milho cultivadas em latossolo vermelho contaminado com chumbo. 2005. 68 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical), Campinas: **Instituto Agronômico**, 2005

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, Palo Alto, 56: 15-39, 2005.

PIZARRO, E.A.; CARVALHO, M.A.; VALLS, J.F.M. et al. *Arachis* spp: evaluación agronomica en areas bajas del Cerrado. In: RED INTERNACIONAL DE EVALUACION DE PASTOS TROPICALES, 1. Brasília. **Reunión Sabanas**. Cali: Embrapa-CPAC/CIAT, 1992. p.353-356. (Documento de Trabajo, 117). 1992

RULKENS, W. H. GROTENHUIS, J. T. C. TICHY, R. Methods for Cleaning Contaminated Soil and Sediments. In: Salomons, W. Forstner, U. Mader, p. (Eds). *Heavy Metals Problems and Solutions*, p. 165-186, **Springer** - Verlag Berlim Heidelberg, New York, 1995.

SARMA, H. Metal hiperaccumation in plants: A review focusing on phytoremediation technology. **Journal Environmental Science and Technology**, 4 (2): 118 – 138. 2011.

SILVA, P. C. C; JESUS, F. N; ALVES, A. C; JESUS, C. A. S; SANTOS, A. R. Crescimento de plantas de girassol cultivadas em ambiente contaminado por chumbo. **Bioscience Journal**, v.29, p.1576-1586, 2013.

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

SCHNOOR, J.L. Phytoremediation of soil and groundwater: Technology evaluation report TE-02-01. Iowa: GWRTAC Ground Water Remediation Technologies Analysis Center, 2002.

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R.M. Iron oxides. In: Dixon, J.B.; Weed, S.B.(ed) Minerals in soil environments. 2.ed., Madison: **Soil Science Society of America**. cap.8, p.379-438.1989

SETH, C.S.; CHATURVEDI, P.K; MISRA, V. The role of phytochelatins and antioxidants in tolerance to Cd accumulation in *Brassica juncea* L. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 71:76- 85, 2011.

TAVARES, S. R. L.. Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos - Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE. Tese (doutorado) - UFRJ/ COPPE. 2009