

Resumo

A fitorremediação é uma técnica promissora que utiliza sistemas vegetais para recuperar águas e solos contaminados por poluentes orgânicos ou inorgânicos, entre eles os metais pesados. O objetivo deste trabalho foi verificar a eficiência das espécies *Senna multijuga*, *Schizolobium amazonicum* e *Caesalpinia echinata* na remediação de solos contaminados do aterro sanitário (ASC) e Pólo Industrial de Manaus (PIM) por Co, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn. O estudo foi desenvolvido em casa de vegetação durante cinco meses, sendo as partes aéreas e radiculares secas a 65 oC, digeridas com HNO₃ e HClO₄ (4:1) a 200 oC por duas horas e as concentrações de metais pesados determinadas por FAAS. Os resultados mostraram que a distribuição relativa é diferenciada na parte aérea e radicular para Co, Cu, Cr, Cd, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn. Entre os metais Zn, Cd, Cu, Fe e Mn ocorrem interações antagonísticas. A espécie *Senna multijuga* foi a que melhor desenvolveu-se nos solos contaminados. A *Caesalpinia echinata* possui potencial acumulador para os elementos Mn e Zn. As três espécies podem ser classificadas como fitoextratora e hiperacumuladora para Co, Cd, Cu, Ni, Mn, Fe, Cr, Zn e Pb, independentemente dos solos analisados. Apesar de serem absorvidos, os metais Cr e Zn na *Senna multijuga* em solo C e Cd, nas três espécies no C e na *Shizolobium amazonicum* no M, todas no ASC, não puderam ser considerados hiperacumulados.

Abstract

Phytoremediation is a technical promising that use plants for remediating contaminated water and soil by organic and/or inorganic substances, such as oil and heavy metal. In aim to study of Senna multijuga, Schizolobium amazonicum, and Caesalpinia echinata in remediate soil from landfill (ASC) and Manaus Industrial Pole (PIM) contaminated by Co, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn. This study was developed in green-house by five months afterwards plant tree and shoots were collect, dried at room temperature by 48 hour at 65 oC, digested with HNO₃ and HClO₄ (4:1) at 200 oC for two hours, and the heavy metal contents determined by FAAS. Findings shows relative heavy metal distribution to be differentiated according plant part, mainly Co, Cu, Cr, Cd, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn. Among Zn, Cd, Cu, Fe, and Mn occurred antagonism effect. Senna multijuga specie was the plant with better development in contaminated soil. Caesalpinia echinata specie presented potential for accumulating Mn and Zn. Three plant species can be classified as phytoextrator and hyperaccumulator for Co, Cd, Cu, Ni, Mn, Fe, Cr, Zn, and Pb. However in ASC soil, Senna multijuga and Shizolobium amazonicum are not accumulate Cr, and Zn.

■ Edson Valente Chaves⁽¹⁾
■ Genilson Pereira Santana⁽²⁾

⁽¹⁾Centro Federal de Educação Tecnológica do Amazonas - Gerência de Química e Meio Ambiente – CEP 69020-120 – Manaus – Amazonas – Brasil. E-mail: edson_valente@yahoo.com.br

⁽²⁾Universidade Federal do Amazonas - Departamento de Química – CEP 69077-000 – Manaus – Amazonas

1 Introdução

A fitorremediação tem despertado grande interesse entre os pesquisadores, devido à sua capacidade de remediar solos contaminados por metais pesados (Accioly & Siqueira 2000), petróleo e derivados de petróleo (ANDERSON e COATS, 1995) e outros compostos orgânicos (CUNNINGHAM et al., 1996).

Particularmente, no caso dos metais esta técnica é bastante promissora, além de apresentar diversas vantagens, como possibilidade de aplicação em áreas extensas, baixo custo, redução da erosão e lixiviação dos contaminantes. Muitas plantas naturalmente exibem alta tolerância a metais pesados e são conhecidas como hipertolerantes. Outras são capazes de acumular altas quantidades de metais pesados e são conhecidas como hiperacumuladoras. Para uma espécie ser hiperacumuladora é necessário que seja capaz de acumular de 1 a 5% de sua massa de metal (SCHAT e KALFF, 1992). Os casos clássicos na literatura são *Thlaspi caerulescens* (BAKER e BROOKS, 1989) e *Viola calaminaria* (BAUMANN, 1985) que foram as primeiras plantas identificadas como hiperacumuladoras.

Dentre as espécies recomendadas para remediação de metais pesados estão gramíneas e herbáceas (ANDRADE et al., 2004). Destacando plantas, como Caryophyllaceae, Cruciferae, Cyperaceae, Gramineae, Leguminosae e Chenopodiaceae, que são capazes de acumular altas concentrações de Zn, Pb e Cu, entre outros metais pesados com valores acima de 1% da massa seca (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992; MOHR e SCHOPFER, 1995).

Apesar das espécies lenhosas apresentarem menor grau de tolerância a níveis tóxicos de metais pesados do que espécies herbáceas, o seu uso na recuperação de áreas contaminadas é interessante, considerando que os metais ficarão por mais tempo imobilizados nos tecidos vegetais, retardando o seu retorno ao solo (ELTROP et al., 1991; SIMÃO e SIQUEIRA, 2001).

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho das espécies arbóreas, da família Leguminosae, *Senna multijuga*, *Schizolobium amazonicum* e *Caesalpinia echinata* na

fitorremediação de solos contaminados por metais pesados, do Aterro Sanitário Controlado (ASC) e Pólo Industrial de Manaus (PIM).

2 Material e Métodos

2.1 Descrição das espécies arbóreas em estudo

A Família Leguminosae apresenta espécies que tem rápido crescimento e um grande potencial de reflorestamento. Esta família possui aproximadamente 19.428 espécies e 720 gêneros em todo mundo e é a terceira maior família entre as plantas fanerógamas, depois das famílias Asteraceae (Compositae) e Orchidaceae. Está dividida em três grandes subfamílias: Caesalpinioideae com 169 gêneros e 2.223 espécies, Mimosoideae com 77 gêneros e 3.315 espécies e Papiolionoideae (ou Faboideae) a maior com 474 gêneros e 13.890 espécies. A variedade de hábito entre as leguminosas é muito grande, sendo constituída das maiores árvores emergentes nas florestas. Sua maior diversidade é encontrada nos trópicos e subtropicais. Essa família tem várias vantagens ecológicas, como o reflorestamento de áreas degradadas, que possibilitam sua competição com sucesso e colonizar quase todos os ambientes no mundo (FAGG, 2006). Entre as espécies das Leguminosae e subfamília Caesalpinioideae, encontramos:

i) *Shizolobium amazonicum*, conhecida popularmente como paricá, paricá-grande, bandorra, faveira, faveira-branca, pinho cuiabano e guarapuru-da-amazônia. Ocorre na mata primária e secundária de terra-firme e de várzea alta da Região Amazônica, apresentando rápido crescimento, facilitando o reflorestamento em áreas degradadas (LIMA et al., 2003).

ii) *Caesalpinia echinata*, conhecida popularmente como pau-brasil, ibirapitanga, oburatã, arabutá. Brasileiro, ibirapiranga, ibirapita, ibirapitã, muirapitanga, pau-rosado e pau-pernambuco. A planta possui porte arbóreo, podendo alcançar 30 metros de altura. É uma espécie que se encontra na lista das espécies em perigo de extinção, sendo é essencial avaliar a relação entre a espécie e os metais pesados, pois determinando seu potencial fitoacumulador haverá maior incentivo para reflorestamento ambiental (CORRÊA, 2003).

iii) Senna multijuga, conhecida popularmente como canafístula, cássia verrugosa, pau cigarra ou aleluia, tem altura média entre seis e dez metros. Suas folhas são paripinadas, com vinte a trinta folíolos de dois centímetros e meio (MELO, 2006). Ocorre principalmente em regiões de Mata Atlântica (MALUF, 1993). A espécie é heliófita, própria para urbanização e revegetação de matas ciliares (DAVIDE et al., 1996).

2.2 Coleta das amostras

As amostras de solo contaminado foram coletadas na região do PIM e ASC, cujos atributos químicos e físicos dos solos ASC e PIM foram determinados e, em relação ao controle, apresentaram valores altos de pH; P; Ca; Na; Cu; Fe; Mn; Zn e baixos de MO. Em alguns casos, os resultados são maiores para apenas um determinado solo, como: acidez trocável (H⁺ e Al³⁺) e Mg trocável para o PIM e K para o ASC. As análises granulométricas mostraram que os dois solos contaminados possuem característica de solo arenoso, enquanto o controle, argiloso. Os solos mostram valores de pH negativos, caracterizando a predominância de cargas negativas; ou seja, tanto PIM quanto o ASC adsorvem predominantemente cátions. Estes resultados indicam que ASC e PIM tiveram seus atributos químicos e físicos alterados devido ao processo de contaminação antrópica ocorridos nos dois solos (CHAVES e SANTANA, 2009).

O estudo foi desenvolvido em casa de vegetação por um período de cinco meses, com mudas de Senna multijuga, Schizolobium amazonicum e Caesalpinia echinata, em vasos de polietileno com solos contaminados coletado no ASC de Manaus e do PIM e controle amostrado na UFAM. Os vasos de polietileno foram adaptados com uma mangueira para evitar a saída de solução para o ambiente. Durante o período de experimento das espécies foram feitas as avaliações periódicas do desenvolvimento das plantas (altura, sobrevivência e sintomas de toxidez). Os dois primeiro meses foram usados para adaptação das plantas e as amostras de solos foram coletadas para análises químicas no final do terceiro, quarto e quinto mês.

2.3 Análise do tecido vegetal

Após cinco meses de plantio, as plantas foram coletadas, sendo as raízes e partes aéreas separadas, lavadas em água corrente, secas ao ar e em estufa com circulação e renovação de ar a uma temperatura de 65 °C por 48 horas e moídas em moinho Tipo Willye. Cerca de 0,50 g das partes da plantas foram digeridas com a mistura de ácido concentrados HNO₃ e HClO₄ (4:1) em microdigestor a 200 °C por duas horas ou até completo clareamento do extrato, e as concentrações de Cu, Fe, Zn, Cd, Cr, Mn, Pb, Co e Ni. medidas por FAAS em espectrômetro de absorção atômica (GBC, modelo AAS 932 PLUS), pelo método direto e chama de ar/acetileno (MALAVOLTA, 1997). Todos os dados obtidos foram submetidos à análise de variância pelo teste de Tukey a 5% utilizando-se o programa estatístico OriginPro 7.0.

3 Resultados e Discussão

Os resultados ao final do experimento revelaram que A Senna multijuga apresentou maior taxa de crescimento mensal (Tabela 1). Nota-se no C (ASC e PIM) e M (PIM) a seguinte ordem de taxa de crescimento: Senna multijuga > Schizolobium amazonicum > Caesalpinia echinata, para M (ASC) tem-se Caesalpinia echinata > Senna multijuga = Schizolobium amazonicum. Em relação ao solo controle, as espécies Caesalpinia echinata e Shizolobium amazonicum tiveram um taxa de crescimento reduzida nos dois solos contaminados, sendo maior no ASC. A Senna multijuga foi à única espécie que não apresentou redução de crescimento, pelo contrário, houve um aumento em relação ao controle, se adaptando muito bem aos solos C e M. Apesar das reduções observadas nenhuma das espécies apresentou redução inferior a 25%, a quantidade de metais pesados presentes nos solos não representou para as espécies estudadas níveis de toxidez (USEPA, 2005).

Avaliando o efeito de tratamento no crescimento das espécies em relação ao solo NC, verifica-se que a espécie Senna multijuga não diferenciou, independente do solo cultivado, Caesalpinia echinata apresentou efeito diferente apenas no solo M do ASC e

Shizolobium amazonicum no solo C do ASC e PIM.

Avaliando o efeito de tratamento no crescimento das espécies em relação ao solo NC, verifica-se que a espécie Senna multijuga

não diferenciou, independente do solocultivado, Caesalpinia echinata apresentou efeito diferente apenas no solo M do ASC e Shizolobium amazonicum no solo C do ASC e PIM.

Tabela 1 - Taxa de crescimento (cm) mensal das espécies em cinco meses de plantio em solo do ASC, PIM e controle.

Espécie	Solo	ASC	PIM
Senna multijuga	C	3,15a	4,33a
Caesalpinia echinata		1,15b	1,73b
Shizolobium amazonicum		1,34b	3,74c
Senna multijuga	M	1,60a	4,30a
Caesalpinia echinata		1,78a	2,10b
Shizolobium amazonicum		1,60a	3,96a
Senna multijuga	NC	1,46a	3,56a
Caesalpinia echinata		2,20b	1,76b
Shizolobium amazonicum		1,60a	3,83a

As médias seguidas por uma mesma letra, na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Segundo Utriainen et al., (1997), as plantas que crescem em aéreas contaminadas necessitam de mecanismos de tolerância em suas raízes para sobreviverem e crescerem. Em geral, existem dois tipos de tolerância: aquela que previne a absorção em excesso de íons de metal (exclusão) e a habilidade de conviver com altas concentrações dos metais nos tecidos (tolerância). Um dos fatores responsável pela redução do crescimento das espécies em aéreas contaminadas é a contaminação por metais pesados, que dependendo de suas concentrações, afeta o crescimento das plantas (MAGNUS,1994).

3.1 Análises de metais pesados nas espécies fitorremediadoras

As concentrações de metais pesados obtidas das plantas cultivadas nos solos NC, C e M do ASC e PIM foram usadas para construir os diagramas de distribuições relativas em termos da parte aérea e raiz (Figura 1). Os gráficos mostram comportamentos diferenciados de acordo com o tipo de metal e contaminante. No experimento envolvendo ASC foram observadas as maiores concentrações para i) Cu, Fe e Pb na parte aérea e Cu, Fe, Cr, Pb e Zn para a parte radicular do C e ii) Mn, Co, Cr e Zn na parte aérea e Mn e Co na radicular do M. No caso PIM as maiores concentrações ocorrem para i) Cu, Fe, Co, Cr, Ni e Pb na parte aérea e Cu, Cr, Ni e Zn na radicular do C e ii) Mn e Zn na parte aérea e Fe, Mn, Co e Pb radicular do M.

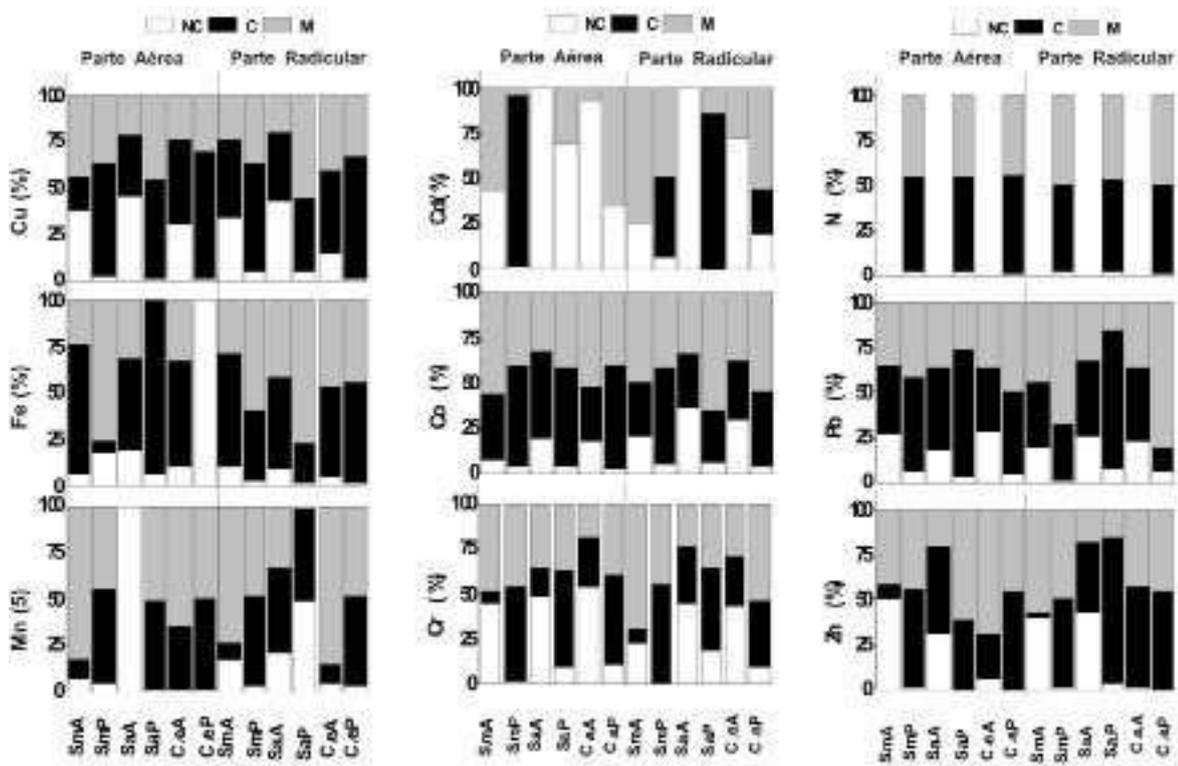


Figura 1 - Distribuição relativa dos metais pesados nas espécies *S. multijuga* (Sm), *S. Amazonicum* (Sa) e *C. echinata* (Ce) utilizadas na remediação de solos contaminados (C) do PIM (P) e ASC (A).

A distribuição relativa do Ni no PIM, independentemente da espécie de planta, apresentou praticamente o mesmo valor, tanto na parte quanto na radicular nos solos C e M. Este comportamento indica que as três espécies de planta absorvem a mesma quantidade de Ni, sendo, portanto, tolerantes a este metal.

Dos metais analisados no experimento, alguns apresentaram algumas peculiaridades como o Fe, que não foi absorvido pela *Caesalpinia echinata* no PIM e o Mn pela *Shizolobium amazonicum* no ASC, ambos na parte aérea das plantas. O Cd foi o único que não apresentou uma sistemática de distribuição. As espécies que melhor absorveram foram: i) *Senna multijuga* na parte aérea e radicular do solo M do ASC e solo C do PIM e ii) *Caesalpinia echinata* na parte aérea e radicular em solos M do PIM. Essas peculiaridades ocorreram devido às interações antagônicas do Zn que ao competir pelos sítios de Cd, aumenta sua solubilidade, realizando uma translocação das raízes para parte aérea da planta. No caso do Cu que apresenta

maior concentração diminuindo a disponibilidade de Fe e Mn na planta (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992, LASAT, 2000).

Individualmente as espécies apresentaram a mesma distribuição relativa de metais pesados nos solos M e C, como: i) Mn, Co, Pb e Zn na parte aérea e Zn, Cr, Co, Cd, Mn e Cu na parte radicular da *Senna multijuga* no PIM, ii) Cr, Co e Cu na parte aérea e Zn e Pb na parte radicular da *Shizolobium amazonicum* no PIM e iii) Fe e Zn na parte radicular da *Caesalpinia echinata* ASC e PIM. Este fato demonstra maior tolerância destas espécies a estes elementos. A taxa de absorção de metais pesados pelas três espécies arbóreas utilizadas no cultivo permitiu observar o potencial de acumulação destes metais pela planta nos solos C e M do ASC e PIM (Figura 2). No ASC, os metais que apresentaram maiores taxas de absorção pelas espécies foram: Mn (*Caesalpinia echinata* > *Shizolobium amazonicum* > *Senna multijuga*), Cu e Pb (*Shizolobium amazonicum* > *Caesalpinia echinata* > *Senna multijuga*) em

solos C. Em solos M, o Mn foi o que apresentou maior acúmulo, sendo iguais nas espécies *Senna multijuga* e *Shizolobium amazonicum*, seguido do Cd e Cu, respectivamente, na espécie *Senna multijuga*. No PIM, a *Caesalpinia echinata* absorveu maior quantidade de, Zn,

Fe e Co nos solos C e M. As espécies *Senna multijuga* e *Shizolobium amazonicum* praticamente acumularam os mesmos valores de Cr, Cu, Mn e Ni nos solos C. Os metais, Mn, Cr e Cd foram igualmente absorvidos pela *Senna multijuga* e *Caesalpinia echinata* e em solo M.

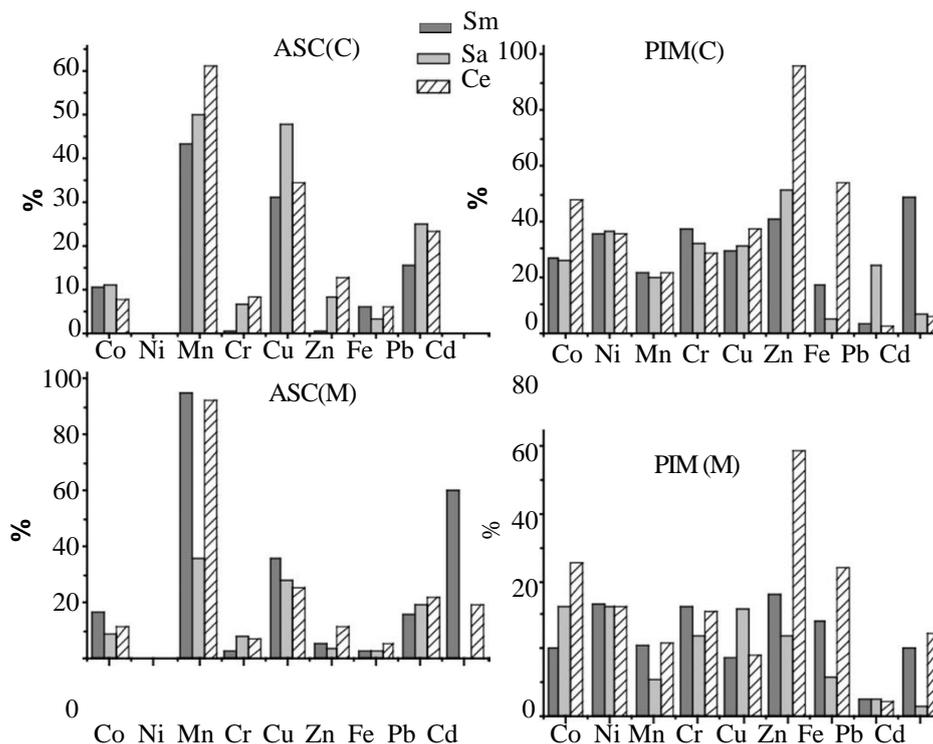


Figura 2 - Taxa de absorção em % de metais pesados pelas espécies *Senna*

Alguns valores de taxa de absorção pelas espécies chamam atenção individualmente pelo comportamento e/ou quantidade. O Ni apresentou o mesmo comportamento em solos C e M do PIM, indicando que as três espécies são acumuladoras deste metal. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1992), quando o Ni se encontra na fase solúvel, é prontamente absorvido pelas raízes, sendo móvel nas plantas e provavelmente acumulado nas folhas. As espécies reconhecidamente tolerantes e hiperacumuladoras de Ni pertencem às famílias: Boraginaceae, Cruciferae, Myrtaceae, Leguminosae, e Caryophyllaceae.

A espécie *Caesalpinia echinata* mostrou-se uma acumuladora em potencial dos elementos Mn e Zn independentemente do solo em que foi cultivada. Segundo Lasat et al. (2000),

O Zn pode ser absorvido pela planta na forma de Zn e Zn²⁺ hidratados, íons complexos e ligados a quelatos, sendo que o Zn associado aos óxidos de Fe e Mn é mais disponível para as plantas. Thornton et al. (1995) observaram que as plantas absorvem Mn²⁺ em solos ácidos e não fertilizados, aumentando a solubilidade do metal e sua disponibilidade para as plantas. Algumas espécies, como *Senecio latifolius*, *Crotalaria capensis*, *Crotalaria agatiflora* e *Symphytum officinale* se mostraram acumuladoras de Mn (STEENKAMP et al., 2000).

multijuga, *Schizolobium amazonicum* e *Caesalpinia echinata* em solos C e M do ASC e PIM.

Os resultados apresentados mostram que espécies têm comportamento diferenciado

de tolerância aos metais pesados relacionados à capacidade de reter-los na parte aérea e/ou raiz. Estes comportamentos estão relacionados a fatores que contribuí para a absorção dos metais pela planta. Araújo (2000) verificou absorção de Cd em nas espécies *Saccharum officinarum* L. var. *Murcote* (laranja) é influenciada pelo pH, níveis de Ca e metais pesados presentes no solo. O Cu possui pouca mobilidade nas plantas, e a maior parte do metal permanece na raiz associado as paredes celulares praticamente imóvel e na parte aérea no crescimento intensivo da planta acumulando-se nas proteínas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992). Segundo Azevedo e Chasin (2003), o Cr está presente em todas as plantas, mas ainda não existem estudos comprovando a sua essencialidade às mesmas, está principalmente associada à presença de formas solúveis do elemento no solo presente na forma de Cr^{3+} (forma mais disponível) com pouca mobilidade ou Cr^{6+} (condições oxidantes). Castilhos et al. (2001) afirmaram que a toxicidade do Cr está relacionada como seu estado de oxidação (Cr^{3+} e Cr^{6+}) e a capacidade de tolerância de diversas espécies.

O processo de obtenção do Fe e Pb pelos vegetais, envolvem captação do metal do solo pela raiz e o transporte até a folha. De acordo com Bettiol e Camargo (2000), a solubilização pelos exsudatos de raízes é o principal mecanismo de absorção destes metais pela planta. A entrada de Fe parece ser contínua durante o crescimento do vegetal, pois não há transferência do metal de uma folha para outra e de Pb absorvido pela raiz, estocado nas paredes celulares com translocação limitada para a parte aérea (GARBUSU e ALKORTA, 2001). Das espécies arbóreas, por serem pouco estudadas, as que melhores responderam em solos contaminados com Fe e Pb, foram: *camaldulensis*, *E. maculata*, *E. torelliana*, *A. mangium* e *P. caribaea* *Myrsine umbellata*, *Cedrella fissilis*, *Tabebuia impetiginosa* e *Copaifera langsdorffi* (MARQUES et al., 2000; ACCIOLY, 2001).

Entre os metais estudados em solos fitorremediados pouca atenção se dá ao Co, principalmente em espécies arbóreas. Os resultados da distribuição relativa e da taxa de absorção mostraram que este metal pode ser absorvido pelas espécies estudadas, tendo

uma absorção de aproximadamente 50% pela espécie *Caesalpinia echinata* no PIM. Salgado (1996) mostrou que as plantas podem acumular quantidades muito pequenas deste metal do solo, entretanto, os métodos que os cientistas usaram para medir os seus níveis nas plantas, geralmente, não determinam a sua forma específica presente, principalmente em locais de dejetos perigosos. Algumas formas de Co podem ser insolúveis ou estar aderidas tão fortemente a partículas ou incrustadas em minerais que não são incorporadas por plantas e animais. Outras formas de cobalto aderidas fracamente a partículas podem ser incorporadas pelas plantas (ATSDR 2005). De acordo com os estudos de Chaves e Santana (2009), a maior disponibilidade de Co encontra-se nas frações carbonácea, em forma de carbonatos e oxidada, em forma de óxidos, sendo influenciado pela alta concentração de Mn, valor de pH e CTC, facilitando o processo de troca dos íons metálicos e o seu deslocamento para a planta.

Um dos fatores mais importante na utilização da técnica de fitorremediação é a classificação das espécies quanto ao acúmulo de metal. Nesse sentido, espécies fitoextratoras são geralmente hiperacumuladoras, capazes de absorver, por meio de suas raízes, níveis muito altos desses elementos contaminantes e transportá-los para a parte aérea (SCHAT e KALFF, 1992; CUNNIGHAM et al., 1996, LASAT et al., 2000; BAIRD, 2002; DINARDI et al., 2003). Esses critérios foram utilizados para classificar as espécies *Senna multijuga*, *Shizolobium amazonicum* e *Caesalpinia echinata* como fitoextratoras e hiperacumuladora para o Co, Cd, Cu, Ni, Mn, Fe, Cr, Zn e Pb, independentemente dos solos analisados. As exceções são no ASC: i) Cr e Zn na *Senna multijuga* em solo Ce ii) Cd, nas três espécies no C e na *Shizolobium amazonicum* no M.

4 Conclusão

A *Senna multijuga* foi a única espécie a apresentar tolerâncias as todos os solos usados nos experimentos. As *Caesalpinia echinata* e *Shizolobium amazonicum* tiveram um taxa de crescimento reduzida, sendo mais evidente no ASC. Entretanto, a quantidade de metais pesados não representou para as duas espécies níveis de toxicidade. As plantas absorveram

Ni de forma eqüitativa nas partes aéreas eradiculares no PIM, indicando que as mesmas são tolerantes a este metal e apresentaram efeitos antogônicos para os metais Zn, Cd, Cu, Fe e Mn. A taxa de absorção de metais pesados indica que a espécie *Caesalpinia echinata* tem um potencial acumulador para os elementos Mn e Zn independentemente do solo contaminado. As três espécies pode ser classificadas como fitoextratora e hiperacumuladora para o Co,

Cd, Cu, Ni, Mn, Fe, Cr, Zn e Pb. As exceções são para Cr e Zn na *Senna multijuga* em solo C e Cd, nas três espécies no C e na *Shizolobium amazonicum* no M, todas no ASC.

Agradecimentos

Ao Departamento de Produção Animal e Vegetal da Universidade Federal do Amazonas (UFAM) pela liberação da casa de vegetação para a realização do experimento.

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, v. 1, p. 299-352. 2000.
- ACCIOLY, A.M.A. Amenizantes e estratégias para o estabelecimento de vegetação em solos contaminados por metais pesados. Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais. 2001. 185p.
- AMORIM, D. Rio sofre com lixo e mudanças no clima, revela estudo. Disponível em: <http://www.ambiente@yerj.br>Acesso em: 20 out. de 2004.
- ANDERSON, T. A.; COATS, J. R. Screening rhizosphere soil samples for the ability to mineralize elevated concentrations of atrazine and metolachlor. J. Environ. Sci. Health, v. 30, p. 473-484. 1995.
- ANDRADE, C.B., TEODORO, A.J., TAKASE, I. De-terminação dos teores de cobre em diferentes extratos de hortaliças do tipo A e B. Ciência e Tecnologia de Alimentos, v. 24, p. 159-310. 2004.
- ARAUJO, J.M. Alterações morfofisiológicas induzidas pelo cádmio em células de *Saccharum officinarum* L. var. Murcote (laranja) cultivadas em suspensão. Campinas. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas. 2000. 108 p.
- ATDSR. AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. Toxicological profile for cobalt. Atlanta. 2005.
- AZEVEDO, F., CHASIN, A. A. Metais – Gerenciamento da Toxicidade. Editora Atheneu – InterTox, 2003.
- BAIRD, C. Environmental Chemistry. 2.ed. New York: W.H. Freedman & Company. 2002.
- BAKER, A.J.M., BROOKS, R.R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry.. Biorecovery, v. 1, p. 81-126. 1989.
- BAUMANN, A. Das Verhalten von Zinksätzen gegen pflanzen und in Boden. Landwirtsch, Vers-Statn, v. 31, p. 1-53. 1985.
- BETTIOL, W. CAMARGO O.A. (Eds.) Impacto ambiental uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA, p. 249-259. 2000.
- CASTILHOS, D.D., GUADAGNIN, C. A., SILVA, M. D., LEITZKE, V. W., FERREIRA, L. H.; NUNES, M. C. Acúmulo de cromo e seus efeitos na fixação biológica de nitrogênio e absorção de nutrientes em soja. Revista Brasileira de Agrociência, v. 7, p. 121-124. 2001.
- CHAVES, E.V.; SANTANA, G.P. Comportamento dos metais pesados Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn em solos contaminados do aterro sanitário e Pólo Industrial de Manaus. Submetido a Coletânea Técnico-Científica da EPT, 2009.
- CORRÊA, A.M.S. Morfologia polínica de *Caesalpinia echinata* Lam (Leguminosae – Caesalpinioideae). Revista Brasileira de Botânica, v. 26, p. 355-359. 2003.
- CUNNINGHAM, S.D., ANDERSON, T.A.; SCHWAB, A.P.; HSU, F.C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. Advance in Agronomy, New York, v. 56, p.55-114. 1996.

DAVIDE, A.C., BOTELHO, S.A., FARIA, J.M.R. Desenvolvimento Inicial de Seis Espécies Florestais Nativas em Dois Sítios na Região Sul de Minas Gerais. *Revista Cerne*, v. 2, p. 4-13. 1996.

DINARDI, A.L., et al. Fitorremediação. 3º fórum de estudos contábeis. Faculdade integrada Claretiana, Rio Claro, São Paulo. 2003.

ELTROP, L., BROWN, G., JOACHIM, O., BRINKMANN, K. Lead tolerance of betula and salix in the mining area of Mechernich/Germany. *Plant and Soil*, v. 131, p. 279-285. 1991.

FAGG, W.C. A família Leguminosae. Disponível em: <http://www.semarh.df.gov.br/semarh/site/cafuringa/Sec04/Sec_04_05.htm>. Acesso em 14 agosto de 2006.

GARBISU, C., ALKORTA, I. Phytoextraction: a cost effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology*, v. 77, p. 229 – 236. 2001.

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

LASAT, M.M., PENCE, N.S., GARVIN, D.F., EBBS, S.D., KOCHIAN, L.V. Molecular physiology of zinc transport in the Zn hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *J Exp Botany* v. 51, p. 71-79. 2000.

LIMA, S.; CUNHA, R.; CARVALHO, J.G.; SPAGGIAN, C.A.; CORRÊA, F.L.O. Comportamento do Paricá (*Schizolobium amazonicum* Herb.) Submetido à Aplicações de Doses de Boro. *Revista Cerne*, Lavras-MG, v. 9, p. 192-204. 2003.

MAGNUS, F.B. Toxic substances in the environment. New York: John Wiley & Sons Inc. 1994.

MALAVOLTA, E. Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos. São Paulo: Produquímica. 1997.153 p.

MALUF, A.M. Estudo da Herdabilidade da Capacidade Germinativa e da Dormência de Sementes de Senna multijuga. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 28, p. 1417-1423. 1993.

MARQUES, T.C.L.L.S.M., MOREIRA, A.M.S., SIQUEIRA, J.O. Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 35, p. 121-132. 2000.

MELO, E.A. Árvores do Brasil. Disponível em: <<http://www.arvores.brasil.nom.br>>. Acesso em: 10 agosto de 2006.

MOHR, H., SCHOPFER, P. *Plant physiology*. Berlim: Springer-Verlag. 1995.

ROSS, S.M. Toxic metals in soil-plant systems. Chichester: John Willey & Sons. 1994.469p.

SALGADO, P. E. T. Toxicologia dos metais. In: OGA, S. Fundamentos de toxicologia. São Paulo v. 32, p. 154-172. 1996.

SCHAT, H., KALFF, M.M.A. Are phytochelatin involved in differential metal tolerance or do they merely reflect metal-imposed strain? *Plant Physiology*, v. 99, p. 475- 1480. 1992.

SIMÃO, J.B.P., SIQUEIRA, J.O. Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. *Informe Agropecuário*, v. 22, p. 18 – 26. 2001.

STEENKAMP, V. ARB, M. von, STEWART, M.J. Metal concentrations in plants and urine from patients treated with traditional remedies. *Foresic Sci Int*, Lausanne, v. 114, p. 89-95. 2000.

THORNTON, I. Metals in the global environment. 1ed. Ottawa: Int. Council on Metal and the environment. 1995.

USEPA. Why Do Wellhead Protection? Issues and Answers in Protecting Public Drinking Water Supply Systems. Office of Water, EPA 813-K-95-001. 2005.

UTRIAINEN, M.A; KARENLAMPI, L.V.; KARENLAMPI, S.O.; SCHAT, H. Differential tolerance to copper and zinc of micropropagated birches tested in hydroponics. *The New Phytologist*, Oxford, v. 137, p. 543-549. 1997.

