

Capacidade da *Lemna aequinoctialis* para acumular metais pesados de água contaminada

Mauro Célio da Silveira PIO¹, Katiúscia dos Santos de SOUZA², Genilson Pereira SANTANA³

RESUMO

A capacidade das plantas em tolerar e absorver quantidades elevadas de metais pesados é usada como uma tecnologia promissora para limpeza de resíduos perigosos em ambientes altamente contaminados. O desempenho da macrófita *L. aequinoctialis* em absorver metais pesados foi estudado durante sua floração em dois períodos de amostragem diferentes. As amostras de *L. aequinoctialis* e água foram coletadas por 800 horas em intervalos de 48 horas. A quantidade de Ni, Cu, Co, Cr, Mn, Zn e Fe presente na *L. aequinoctialis* e água foram determinados por espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS). Os resultados foram avaliados pelas técnicas de estatística de componentes principais (PCA), análise de agrupamento hierárquico (HCA) e *boxplot*. Os resultados mostram que a rizofiltração da *L. aequinoctialis* remove altas quantidades de metais pesados na seguinte ordem Cr > Ni > Cu > Fe > Zn > Mn. No entanto, observou-se que mudanças significativas na composição química, pH e condutividade elétrica da água alteram a capacidade de absorção da *L. aequinoctialis*.

PALAVRAS-CHAVE: Fitorremediação, macrófitas aquáticas, *Lemnaceae*.

Ability of *Lemna aequinoctialis* for removing heavy metals from wastewater

ABSTRACT

Plant ability for tolerating and accumulating high amount of heavy metal is used as a promissory technology for removing contaminants from highly polluted environments. The ability of the macrophyte *L. aequinoctialis* to remove heavy metal was studied in two different sampling times during its flowering. Samples of plant tissue *L. aequinoctialis* and water were collected for 800 hours at 48 hour intervals. Concentrations of Ni, Cu, Co, Cr, Mn, Zn, and Fe present in *L. aequinoctialis* and water were determined by flame atomic absorption spectrometry (FAAS). Data were subjected to the techniques of principal components analysis (PCA), hierarchical cluster analysis (HCA) and *boxplot*. We found that rhizofiltration of *L. aequinoctialis* removes high amount of heavy metal in this order: Cr > Ni > Cu > Fe > Zn > Mn. Only significant changes in chemical composition of the water, pH and electrical conductivity alter the absorption capacity of *L. aequinoctialis*.

KEYWORDS: Phytoremediation, duckweed, *Lemnaceae*

^{1,2}Pós-Graduação em Química Analítica – Universidade Federal do Amazonas – UFAM. Emails mcpio@bol.com.br; katy_souza@yahoo.com.br

³ Departamento de Química – Universidade Federal do Amazonas – UFAM Av. Gal. Rodrigo Otavio de Lemos nº 3000 – Coroado – Campus Universitário - Setor 10 Instituto de Ciências Exatas – ICE – Manaus - Amazonas. Email gsantana@ufam.edu.br

INTRODUÇÃO

A contaminação de ambientes aquáticos por metais pesados se tornou objeto de grande interesse, devido à incapacidade dos corpos hídricos de suportar a alta poluição provocada pela atividade antrópica intensa (Alvarez *et al.* 2002). Os metais pesados, diferentes dos poluentes orgânicos, persistem por muitos anos nos compartimentos aquáticos: sedimentos de fundo e em suspensão, em plantas ou peixes (Manahan 1999). De modo geral, eles são altamente tóxicos principalmente para a flora e fauna aquática (Mishra e Tripathi 2008), muito embora, diversas plantas possuem a habilidade de adaptação e sobrevivências nesses ambientes altamente contaminados (Lasat 2002).

A remoção dos metais pesados de ambientes aquáticos contaminados pode ser realizada com uso de várias tecnologias baseadas em processos físicos, químicos e biológicos (Rangsayaton *et al.* 2002; Guangyu e Viraraghavan 2002; Axtel *et al.* 2003).

Nós últimos anos, o uso de plantas e seus microorganismos para melhoria de solo, água ou ar, tornou-se ferramenta importante nos processos de remoção de uma quantidade enorme de poluentes orgânicos e inorgânicos como sais, metais, pesticidas e hidrocarbonetos de petróleo, às vezes, simultaneamente. A fitorremediação (uso de plantas para remover poluentes/contaminantes do ambiente) é uma técnica de baixo custo em comparação com outras formas de remediação, podendo fornecer subprodutos passíveis de comercialização como forrageiras, madeira e outros (Chandra e Kulshreshtha 2004). Existem cerca de 400 espécies de plantas distribuídas entre 45 famílias que tem capacidade de absorver metais pesados, dentre as quais se encontram as macrófitas aquáticas (Robach *et al.* 1996; Prasad *et al.* 2001).

As macrófitas podem acumular até 100.000 vezes a quantidade de metais pesados em relação a sua biomassa por um processo denominado rizofiltração (Rai 2009). Destacam-se a *Pistia stratiotes* L., *Eichronia crassipes*, *Azolla pinata*, *Spirodela polyrrhiza* que apresentam maior eficiência no seqüestro de metais pesados (Miretzky *et al.* 2004).

Promissoramente as macrófitas da família *Lemnaceae* tornaram-se objeto de vários estudos para avaliar a capacidade das espécies em acumular metais pesados, principalmente *Lemna minor*, *Lemna gibba* e *Lemna trisulca* (Prasad *et al.* 2001; Dirilgen 2011).

Além de possuírem uma alta taxa de crescimento e ser de fácil cultivo, a diversidade ambiental que ocorre na rizosfera das macrófitas promove várias reações químicas e biológicas, capazes de aumentar a purificação da água contaminada (Hadad *et al.* 2006). As macrófitas aquáticas se mostraram eficientes também na remoção de sólidos em suspensão, nutrientes e substâncias orgânicas tóxicas (Lewis 1995). Essas

características são a base de sistemas de alagados construídos, denominados terras alagadas (*wetlands*), cuja eficácia no tratamento de águas contaminadas por fontes industriais e domésticas é comprovada pela quantidade de relatos existentes na literatura (Cheng *et al.* 2002).

O processo de escolha das plantas fitorremediadoras deve iniciar com aquelas espécies que são capazes de sobreviver em ambientes contaminados. Nesses locais é possível encontrar plantas que podem ser tolerante, sensível, acumuladora e/ou hiperacumuladora de metais pesados entre outros contaminantes (Lasat 2002). Dessa forma, a *L. aequinoctialis*, que cresce desordenadamente em uma região inundada e poluída do Pólo Industrial de Manaus – PIM (Silva *et al.* 1999) é uma candidata em potencial a fitorremediação de metais pesados. De fato, a *L. aequinoctialis* já mostrou que tem capacidade de tolerar níveis consideráveis de Cd (Yin *et al.* 2002), porém poucos são os relatos do uso dessa macrófita como espécie capaz de realizar rizofiltração de outros metais pesados.

L. aequinoctialis foi estudada com o propósito de averiguar sua capacidade de reter metais pesados e, conseqüentemente, contribuir para o aumento do acervo de conhecimento acerca deste membro da família *Lemnaceae* em termos de fitorremediação de ecossistemas aquáticos contaminados.

MATERIAL E MÉTODO

Descrição da área de estudo

L. aequinoctialis (*Lemnaceae*) cresce em uma região da cidade de Manaus, cujo clima é classificado como equatorial quente e úmido, com duas estações ao longo do ano: i) chuvosa, que ocorre entre os meses de novembro e junho, período em que a temperatura é mais amena; e ii) seca de julho a outubro, período de sol intenso e temperaturas elevadas em torno de 38,0 °C, atingindo cerca de 40,0 °C, no mês de setembro, o mais quente do ano (Franzini e Igreja 2002).

A região inundada se encontra dentro PIM especificamente no Igarapé do Quarenta (IG40) entre as latitudes 03°04'16,95" e 03°08'83,5" S e longitudes 59°55'62,35" e 60°01'31,42" W sendo um afluente da bacia hidrográfica dos Educandos. O IG40, com 28 km de extensão, nasce na Zona Leste de Manaus. Ao longo de seu percurso recebe a contribuição de 23 afluentes; 12 estão localizados no PIM. Na microbacia do IG40, apesar de todo processo de ocupação industrial, existem vários fragmentos de floresta nativa e secundária. Por falta de política efetiva de tratamento de efluentes esses fragmentos são contaminados por despejos industriais do PIM. A *L. aequinoctialis* cresce na região do PIM em uma área de mata secundária formada por terraços de inundação. Por causa dos efluentes despejados nesse local, freqüentemente se observa o crescimento desordenado da *L. aequinoctialis*. Outro aspecto

que caracteriza a região inundada é a alta quantidade de metais pesados contidos nos sedimentos, água e até mesmo em peixe (Santana e Chaves 2009).

Coleta de Amostras

As amostras de *L. aequinoctialis* pesando cerca de 1 kg foram coletadas, pelo período matutino, com auxílio de uma peneira de plástico de malha 1 mm, em intervalos de 48 horas, durante 800 horas de floração em duas épocas do ano totalizando 18 amostras. Após as coletas as amostras foram lavadas com água destilada em laboratório. A primeira coleta ocorreu em dezembro de 2008 a janeiro de 2009; e a segunda em setembro e outubro de 2010. Nas duas coletas, amostras de água também foram recolhidas, sendo realizadas medidas de pH (330 i, WTW, Alemanha) e condutividade elétrica (LF37, Leitfähigkeit, Alemanha). Cerca de 1 L de água foi acondicionada em frasco de polietileno previamente lavado com HNO₃ 10% (Csuros e Csuros 2002). Ao término das coletas da *L. aequinoctialis* e água as amostras foram analisadas por FAAS.

Determinação das concentrações de metais pesados

Digestão e pré-concentração das amostras de água foram realizadas em alíquotas de 100,0 mL, previamente filtrada em membrana Millipore 0,45 µm de poro. Cada alíquota foi aquecida a 100 °C juntamente com 10 mL de HNO₃ concentrado até o volume de 25 mL.

No caso da *L. aequinoctialis*, amostras de cerca 0,500 g secas a temperatura ambiente por três dias foram digeridas usando uma mistura HNO₃/HClO₄ (4:1) em bloco digestor a 200 °C por duas horas até completo clareamento do extrato (Malavolta 1994).

As concentrações dos metais pesados Ni, Cu, Co, Cr, Mn, Pb, Zn e Fe presentes nas amostras de água e *L. aequinoctialis* digeridas foram determinadas por FAAS (ASS 3300, Perkin Elmer, EUA) em chama de ar/acetileno, pelo método padrão (Welz 1985).

O coeficiente de bioacumulação foi calculado pelo quociente entre a média das concentrações do elemento analisado pelo valor obtido a cada hora de amostragem realizada (Dushenkov 1995; Mkandawire e Dudel 2007).

Os reagentes usados em grau analítico e as soluções estoques dos cátions de metais pesados, 1.000 mg L⁻¹, foram preparadas a partir de padrões Specsol rastreáveis ao NIST (National Institute of Standards and Technology), e cada medida de absorção atômica realizada em triplicata.

Tratamento estatístico

Os dados obtidos foram tabulados em uma matriz segundo o número de amostras, sendo analisados pelas técnicas exploratórias dos componentes principais (PCA) e

hierárquicas (HCA). A análise multivariada com a construção do dendrograma foi utilizada com o objetivo de buscar similaridades entre as horas de estudo com maior influência no processo de absorção de metais pesados pela *L. aequinoctialis* nos dois períodos de amostragem.

Dentro do estudo exploratório foram obtidos valores de análise multivariada para componente principal com o objetivo obter quais metais pesados tiveram maior peso na formação dos grupos apresentados pelo dendrograma. Para a interpretação dos resultados obtidos pelo PCA foram considerados apenas aqueles autovalores > 1 que são considerados de interesse para a interpretação dos dados estatísticos. Os dendrogramas obtidos pelo HCA foram obtidos levando em conta a distância euclidiana, calculada pelo método de Ward:

$$D_{ik} = \sum_{i=1}^n \sqrt{(x_{ij} - x_{kj})^2}$$

x_{ij} e x_{kj} são os valores das variáveis j para amostras i e k e n é o número de variáveis (Otto 1999).

Outra ferramenta utilizada na análise dos dados foi a construção dos gráficos de *boxplot* para análise do comportamento da variabilidade dos valores de pH, condutividade elétrica, metais pesados na *L. aequinoctialis* e água obtidos para os dois períodos de amostragem. O objetivo de usar essa ferramenta foi para representar a distribuição dos dados com base em alguns de seus parâmetros de dispersão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição de metais pesados encontrados na água nas duas coletas variou consideravelmente desde valores dentro do permitido pela resolução 357 do CONAMA de 2005 até níveis que chegam a cerca de 5.000 vezes acima (Fe 5540 mg L⁻¹, Ni 574 mg L⁻¹, Tabela 1). A alta variação dos níveis de metais pesados mostra que as indústrias do entorno da área alagada não possuem qualquer tipo de tratamento adequado dos seus efluentes.

Tabela 1 - Concentração de metais em mg L⁻¹ encontrada na água nas duas coletas

Metal	Média	Dp	Mínimo	Máximo	CONAMA
Co	45,4	30,7	ND	91,7	0,05
Zn	45,5	76,3	0,1	363,0	0,18
Mn	10,0	19,0	ND	53,3	0,10
Fe	955,7	1139,8	98,3	5540,0	0,30
Cr	158,4	164,6	ND	390,0	0,05
Ni	266,0	271,2	ND	574,7	0,03

Dp = desvio padrão de n = 18, ND = Não detectado
CONAMA Resolução 357/2005

As análises químicas da macrófita revelam que a *L. aequinoctialis* é capaz de acumular altos níveis (valores máximos observados Cr 74 $\mu\text{g g}^{-1}$; Ni 54 $\mu\text{g g}^{-1}$; Cu 70 $\mu\text{g g}^{-1}$; Fe 167 $\mu\text{g g}^{-1}$; Zn 20 $\mu\text{g g}^{-1}$; Mn 5 $\mu\text{g g}^{-1}$) dos metais pesados analisados, sendo diferente nos dois períodos de estudo. Esse fato ocorreu em virtude principalmente da alteração da composição química da água contaminada da primeira para a segunda coleta.

O *boxplot* mostra uma variação distinta nas medianas entre o primeiro e o segundo período de amostragem tanto nas amostras de água quanto na macrófita (Figura 1). Particularmente para a água o Fe foi o metal com maior variação apresentando valores de *outliers* nas duas coletas. Esse resultado sugere que o Fe possui concentrações com diferenças

significativas durante as horas amostradas. Por outro lado os demais metais apresentaram variâncias próximas dando a entender que não houve mudanças expressivas nos dois períodos amostrados apresentando apenas pequenas variações em suas concentrações para os metais pesados Zn, Mn, Cr e Ni. Chama a atenção o fato do Co ter sido detectado apenas na primeira coleta, mesmo assim com variação pequena nas horas amostradas.

De modo geral, a maior variância observada nos *boxplot* para a *L. aequinoctialis* ocorreu no primeiro período de amostragem, tendo o Cu, Ni e Zn apresentado valores de *outliers*, o que sugere uma mudança na performance de absorção desses metais pela *L. aequinoctialis*. Individualmente o Mn e Zn foram os únicos metais a não apresentarem

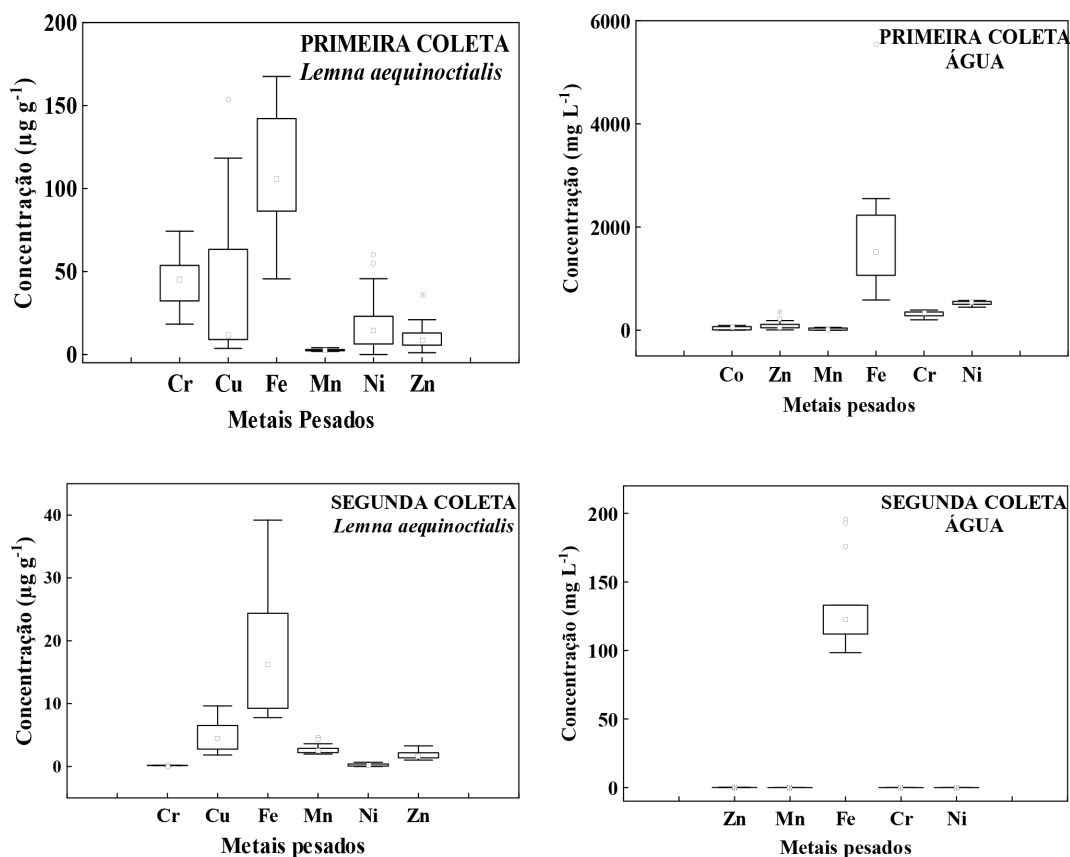


Figura 1 -Boxplots referentes à quantidade de metais pesados encontrados nas amostras de *Lemna aequinoctialis* e água para os dois períodos amostrados. *Lemna aequinoctialis* - Primeira Coleta–Cr (mediana=45; média=45); Cu (mediana=11; média=42); Fe (mediana=106; média=108); Mn (mediana= 3; média=3) Ni (mediana=14; média=20); Zn (mediana=9; média=10).

Lemna aequinoctialis - Segunda Coleta–Cr (mediana=0,1; média=0,1); Cu (mediana=5; média=5); Fe (mediana=16; média=17); Mn (mediana=2; média=2) Ni (mediana=0,1; média=0,2); Zn (mediana=2; média=2).

Água – Primeira Coleta - Co (mediana=58; média=45); Zn (mediana=54; média=45); Mn (mediana=7; média=10); Fe (mediana=1523; média=955); Cr (mediana=336; média=158); Ni (mediana=551; média=266).

Água – Segunda Coleta - Zn (mediana=0,06; média=0,12) Mn (mediana=0,01; média=0,02) Fe (mediana=123; média=129); Cr (mediana=0; média=0,012); Ni (mediana=0 média=0,001)

variações significativas em suas variâncias nas duas coletas contrastando com Cr, Cu e Ni. Esse fato pode ser afirmado pela observação das extensões das hastes superior e inferior no *boxplot* referente aos metais pesados Cr, Fe e Ni sugerindo variações expressivas nas concentrações desses metais na macrófita.

Apesar de não ser detectado nos dois períodos de coleta na água, o Cu apresenta variações significativas, com dois *outliers* na primeira coleta. As variações indicam que para absorver quase totalmente por rizofiltração da água, a *L. aequinoctialis* demonstra certa habilidade por este metal. Esse atributo poderia ser a causa das modificações dos valores da primeira e terceira haste dos outros metais analisados.

O crescimento de algumas espécies da família *Lemnaceae* está condicionado aos níveis de metais pesados existentes nos corpos hídricos contaminados (Chandra e Kulshreshtha 2004). Quanto maior a quantidade de metais pesados há, inicialmente, uma inibição da capacidade de reprodução da macrófita em função da toxicidade produzida pelo elemento envolvido (Boniardi *et al.* 1999). Entretanto, a *Lemna minor* e *Lemna gibba* após algum tempo de exposição a altos teores de metais pesados passam a ter tolerância, adaptam-se e começam a acumular grandes quantidades destes contaminantes por rizofiltração (Kara *et al.* 2003). Esse comportamento é encontrado no ecossistema aquático do PIM indicando que a *L. aequinoctialis* também possui elevada capacidade de reprodução em ambientes aquáticos com elevada carga de metais pesados.

Apesar de ser considerado um elemento não essencial e altamente tóxico causando efeito prejudicial ao crescimento de plantas quando as concentrações estão acima de 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Misha e Tripharti 2008), o Cr foi o metal pesado que apresentou altos valores (74 $\mu\text{g g}^{-1}$) de absorção pela *L. aequinoctialis*.

Quando é verificada a média da variação na quantidade de metais pesados absorvidos pela *L. aequinoctialis* da primeira para a segunda coleta, observa-se aumento considerável da concentração de Cr, Cu, Fe, Ni e Zn (Tabela 2). Em termos de coeficiente de bioacumulação, os resultados mostram que Cr e Ni se destacam por apresentarem valores muito superiores aos demais metais pesados analisados. De modo geral os valores de coeficiente de bioacumulação da *L. aequinoctialis*, estão abaixo daqueles encontrados para outros membros da família *Lemnaceae* (Mkandawire e Dudel 2007). De forma geral foi observada a seguinte seqüência em termos de média: Cr > Ni > Cu > Fe > Zn > Mn. Essa seqüência não pode ser considerada uma ordem específica para a *L. aequinoctialis*, pois a literatura mostra outras séries para macrófitas dessa família. Em princípio, a variação nas seqüências de absorção está relacionada aos efeitos sinérgicos e antagônicos,

condicionantes no processo de captura de um metal pesado específico (Hou *et al.* 2007; Horvat *et al.* 2007).

Tabela 2 - Concentração média de metais pesados na *L. aequinoctialis* e coeficiente de bioacumulação.

Metal	Coleta ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Coeficiente de bioacumulação
	Primeira	Segunda	
Cr	45,26±16,04	0,16±0,03	925,0
Cu	42,33±14,35	4,91±2,49	70,0
Fe	108,55±14,79	17,79±9,63	17,2
Mn	2,68±15,22	2,74±0,78	2,0
Ni	20,29±15,68	0,23±0,23	628,6
Zn	10,46±16,27	1,82±0,66	26,4

O Zn durante todas as coletas teve valores de concentração na água contaminada muito acima do Cu, superiores em média a 45 vezes; ou seja, uma parte de Cu para 45 de Zn (1:45). Essa razão influencia diretamente na absorção de Cr pela *L. aequinoctialis*, inclusive do estado de oxidação deste elemento. Segundo Dirilgen e Doğan (2002) quando essa razão é da ordem de 1:2 (Cu:Zn) a acumulação do Cr dependerá do seu estado de oxidação na água contaminada. Quando a razão de Cu:Zn na água é 1:10 os autores observaram maior acumulação dos íons Cr^{6+} pela *L. aequinoctialis* enquanto que, a maior acumulação de íon Cr^{3+} ocorre em razões de 1:2. Esses resultados sugerem que a *L. aequinoctialis* pode ter absorvido íons Cr^{6+} das águas contaminadas. Essa afirmação ganha reforço no fato de que na região do PIM existem diversas indústrias de galvanoplastias (Santana e Chaves 2009), o que e justificaria a presença desse metal em elevada quantidade na macrófita.

Apesar de serem elementos essenciais em baixas concentrações e tóxicos em alta, o Ni e Fe apresentaram altas concentrações tanto na água quanto na *L. aequinoctialis*, mostrando claramente que esta macrófita também é capaz de retirar estes metais pesados de ambientes aquáticos contaminados. Ao contrário de Cu, Zn e Cr, segundo Axtell *et al.* (2003) e Demirezen, Aksoy e Uruç (2007), não existe qualquer relação sinérgica ou antagônica durante a absorção de Ni e Fe pela *L. aequinoctialis*. No caso específico do Fe, a presença de matéria orgânica potencializa sua absorção pela *L. aequinoctialis*, entretanto o fator preponderante é a disponibilidade deste metal na água contaminada (Boniardi *et al.* 1999; Misha e Tripharti 2008).

A quantidade encontrada de Mn na *L. aequinoctialis* não é suficiente nem para produzir efeitos tóxicos para a macrófita e nem para comprometer o processo de absorção dos outros

metais pesados (Marble *et al.* 1999). A baixa concentração de Mn na *L. aequinoctialis* e as altas concentrações encontradas na água contaminada sugerem que a *L. aequinoctialis* ainda suporta níveis considerados perigosos ao ambiente.

Os resultados permitem afirmar também que a *L. aequinoctialis* é uma espécie que possui alto poder para fitorremediar metais pesados, da mesma forma que outros membros da família *Lemnaceae* (Axtell *et al.* 2003; Miretzky *et al.* 2004; Megateli *et al.* 2009).

As altas quantidades de metais acumulados pela *L. aequinoctialis* demonstram que seu processo de rizofiltração é bastante eficiente. Entretanto, sua eficiência está diretamente relacionada ao valor de pH que aumenta ou reduz a disponibilidade de metais para o ecossistema aquático (Rai 2009).

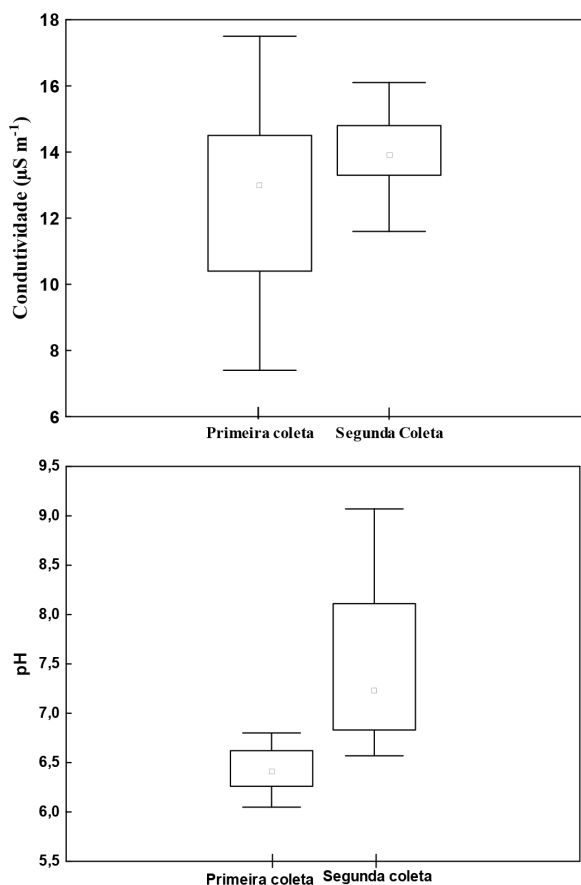


Figura 2 - Boxplot da condutividade elétrica e valores de pH nos dois períodos de amostragem.

Conductividade - Primeira coleta (mediana= 13,2; média=12,7); Segunda coleta (mediana=13,8; média=13,9).

pH - Primeira coleta (mediana = 6,4; média = 6,4); Segunda coleta (mediana = 7,2; média = 7,5)

A Figura 2 mostra que tanto a carga iônica e o valor de pH variaram muito nos períodos em que as amostras de água foram coletadas, fazendo com que *L. aequinoctialis* fosse submetida há dois momentos de exposição aos metais pesados. O primeiro, tem valores de pH entorno de 6,5 o que ocasionou maior disponibilidade de metais pesados. O segundo prevaleceu a precipitação desses metais pesados devido à elevação em cerca de uma unidade do valor de pH, conseqüentemente uma baixa quantidade foi rizofiltraada.

O mecanismo de rizofiltração da macrófita para serem mais eficientes envolve o sistema radicular da planta e da relação pH/precipitação dos metais pesados (Rai *et al.* 2009). Dushenkov e Kapulnik (2000) sustentam que a eficiência da translocação de metais pesados das raízes até as folhas está intimamente ligada à quantidade destes contaminantes que a macrófita está exposta. Zhu *et al.* (1999), por sua vez, sugerem que a eficiência da rizofiltração depende da habilidade da macrófita em acumular e translocar os metais pesados.

Estudo exploratório das horas amostradas

O dendograma mostra que as horas de coleta podem ser divididas em três grupos, denominados A (48, 96, 144, 192 e 480 horas), B (240, 288, 336, 432 e 384 horas) e C (528, 576, 624, 672, 720, 768 e 816 horas) (Figura 3). A existência dos

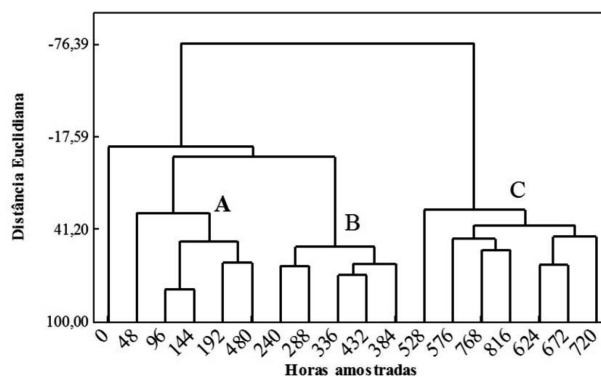


Figura 3- Dendograma para os grupos formados para as horas de amostragem.

três grupos sugere que a *L. aequinoctialis* apresenta momentos distintos de absorção de metais pesados de acordo com as condições em que é submetida.

No caso deste estudo, a análise de PCA de cada grupo revelou que: *grupo A* formado por PC1(42,4%)e PC2(31,6%) cujos metais foram Zn, Ni, Mn, Fe e Cr; *grupo B* formado PC1 (44,5%) e PC2(33,3%) cujos metais foram Zn, Cu, Mn, Cr e Ni e *grupo C* formado PC1 (34,1%) e PC2 (31,5 %)cujos metais forma Zn, Ni, Cr e Cu. A PCA mostra a participação de Zn, Cu, Ni e Cr nos três grupos, entretanto Fe, Mn estão presentes nos dois primeiros. Esse resultado comprova que no

processo de absorção observado para a *L. aquinoctialis* Fe e Mn participam na remoção de Zn, Ni, Cr e Cu.

CONCLUSÃO

O processo de rizofiltração da *L. aquinoctialis* mostrou que esta macrófita tem habilidade de absorver todos os metais pesados estudados na seguinte ordem de preferência: Cr > Ni > Cu > Fe > Zn > Mn. Os dados obtidos permitem afirmar que mudanças acentuadas na composição química da água, de pH e condutividade elétrica são capazes de alterar a absorção de metais pesados pela *L. aquinoctialis*. Apesar das mudanças das condições físicas e químicas, a análise exploratória classificou três grupos distintos de absorção de metais pesados de acordo com as horas de amostragem.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos seguintes órgãos financiadores: CNPq, CAPES e FAPEAM pela concessão da bolsa de mestrado e doutorado bem como suporte financeiro para a realização das medidas de absorção atômica.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Alvarez, E.A.; Móchon, M.C.; Sánchez, J.C.J.; Rodríguez, M.T. 2002. Heavy metals extractable forms in sludge from wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 47: 765-775.
- Axtell, N. R.; Sternberg, S.P.; Claussen, K. 2003. Lead and nickel removal using microspora and *Lemna minor*. *Bioresource Technology*, 89: 41-48.
- Boniardi, N.; Rota, R.; Nano, G. 1999. Effect of dissolved metals on the organic load removal efficiency of *Lemna gibba*. *Water Research*, 33: 530-538.
- Csuros, M.; Csuros, C. 2002. *Environmental sampling and analysis for metals*. Lewis Publishers, Boca Raton, CRC, USA. 372pp.
- Chandra, P.; Kulshreshtha, K. 2004. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. *The Botanical Review*, 70(3): 313-327
- Cheng, S.; Grosse, W.; Karrenbrock, F.; Thoennessen, M. 2002. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecological Engineering*, 18: 317-325.
- Demirezen, D.; Aksoy, A.; Uruç, K. 2007. Effect of population density on growth, biomass and nickel accumulation capacity of *Lemna gibba* (Lemnaceae). *Chemosphere*, 66: 553-557.
- Dirilgen, N. 2011. Mercury and lead: Assessing the toxic effects on growth and metal accumulation by *Lemna minor*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74: 48-54.
- Dirilgen, N.; Doğan, F. 2002. Speciation of chromium in the presence of copper and zinc and their combined toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53: 397-403.
- Dushenkov, V.; Kapulnik, Y. 2000. Phytofiltration of metals, p. 89-106. In: Raskin, I., Ensley B.D. (Eds.). *Phytoremediation of toxic metals—using plants to clean-up the environment*. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Dushenkov, V.; Kumar, P.B.A.N.; Motto, H.; Raskin, I. 1995. Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental Science Technological*, 29: 1239-1245.
- Franzinelli, E.; Igreja, H. 2002. Modern sedimentation in the lower negro river, amazonas state, Brazil. *Geomorphology*, 44: 259-271.
- Guangyu, Y.; Viraraghavan, T. 2002. Heavy metal removal in a biosorption column by immobilized *M. rouxii* biomass. *Bioresource Technology*, 78: 243-249.
- Hadad, H.R.; Maine, M.; Bonetto, C.A. 2006. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere*, 63: 1744-1753.
- Horvat, T.; Vidaković-Cifrek, Ž.; Oreščin, V.; Tkalec, M.; Pevalek-Kozlina, B. 2007. Toxicity assessment of heavy metal mixtures by *Lemna minor* L. *Science of the Total Environment*, 384: 229-238.
- Hou, W.; Chen, X.; Song, G.; Wang, Q.; Chang, C. C. 2007. Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted water body restoration by duckweed (*Lemna minor*). *Plant Physiology and Biochemistry*, 45: 62-69.
- Kara, Y.; Basaran, D.; Kara, I.; Zeytunluoğlu, A.; Genç, H. 2003. Bioaccumulation of nickel by aquatic macrophyte *Lemna minor* (Duckweed). *International Journal of Agriculture and Biology*, 5(3): 281-283.
- Lasat, M.M. 2002. Phytoextraction of Toxic Metals: A review of biological mechanisms. *Journal Environmental Quality*, 31:109-120.
- Lewis, M.A. 1995. Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: A review. *Environmental Pollution*, 87: 319-336.
- Manahan, S. E. 1999. *Environmental Chemistry*. 7 ed. Lewis Publishers, Boca Raton, USA. 898pp.
- Malavolta, E. 1994. *Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos*. Produquímica, São Paulo. 153pp.
- Marble, J.C.; Corley, T.L.; Conklin, M.H. 1999. Representative Plant and Algal Uptake of Metals near Globe, Arizona, Morganwalp. In: *Proceedings of the Technical Meeting*, Charleston, USA. p. 99-4018.
- Megateli, S.; Semsari, S.; Couderchet, M. 2009. Toxicity and removal of heavy metals (cadmium, copper, and zinc) by *Lemna gibba*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 1774-1780.
- Miretzky, P.; Saralegui, A.; Cirelli, A.F. 2004. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, 57: 997-1005.
- Mishra, V. K.; Upadhyay, A.R.; Pandey, S.K.; Tripathi, B.D. 2008. Concentrations of heavy metals and aquatic macrophytes of Govind Ballabd Pant Saga an anthropogenic lake affected by coal mining effluent. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141: 49-58.
- Mishra V.K.; Tripathi, B.D. 2008. Concurrent removal and accumulation for heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresource Technology*, 99: 7091-7097.
- Mkandawire, M.; Dudel, E.G. 2007. Are *Lemna* spp. Effective phytoremediation agents? *Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability*, 1(1): 56-71.

- Otto, M. 1999. *Chemometrics and computer application in analytical chemistry*. Weinheim, New York, USA. 314pp.
- Prasad, M.N.V.; Malec, P.; Waloszek, A.; Bojko, M.; Strzałka, K. 2001. Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumulation. *Plant Science*, 161: 881-889.
- Rai, P. K. 2009. Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39: 697-753.
- Rangsayatorn, N.; Upatham, E.S.; Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P.; Lanza, G.R. 2002. Phytoremediation potential of *Spirulina (Arthrospira) platensis*: biosorption and toxicity studies of cadmium. *Environmental Pollution*, 119: 45-53.
- Robach, F.G.; Thiebaut, G.; Tremolieres, M.; Muller, S. 1996. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-east France. *Hydrobiologia*, 340: 67-76.
- Santana, G.P.; Chaves, E.V. 2009. Fitorremediação. In: de Oliveira, C.A.; Pinto, J.G. (Eds). *Amazônia: responsabilidade de todos!* Edua, Manaus. p. 114-132.
- Silva, M.S.R.; Ramos, J.F.; Pinto, A.G.N. 1999. Metais de transição nos sedimentos de igarapés de Manaus-AM. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11: 89-100.
- Welz, B. 1985. *Atomic Absorption Spectrometry*. Verlagsgesellschaft mbH, VCH, Germany. 506 pp.
- Yin, L.; Zhou, Y.; Fan, X.; Lu, R. 2002. Induction of phytochelatin in *Lemna aequinoctialis* in response to cadmium exposure. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 68: 561-568.
- Zhu, Y.L.; Zayed, A.M.; Quian, J.H.; Desouza, M.; Terry, N. 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants, II: Water hyacinth. *Journal of the Environmental Quality*, 28: 339-444.

Recebido em:06/02/2012

Aceito em:31/05/2012