

Artigo

Avaliação da Potencialidade de Utilização de Espécies de Macrófitas como Acumuladoras de Metais Pesados

de Jesus, T. B.;* Souza, S. S.; Santos, L. T. S. O.; de Aguiar, W. M.

Rev. Virtual Quim., 2015, 7 (4), 1102-1118. Data de publicação na Web: 24 de maio de 2015

<http://www.uff.br/rvq>**Evaluation of the Potential use of Macrophytes as Heavy Metal Accumulator**

Abstract: The current study aims to evaluate the ability of different macrophyte species found in Subaé River headwaters to bioaccumulate heavy metals as well as to investigate whether the found concentrations reflect the environmental quality state in the region. Macrophyte collections were held in February and August 2012 in four points of Subaé Lagoon (one of Subaé River headwaters). The samples were dried, ground, sieved and digested using nitric acid and perchloric acid. The reading of the metals was determined by Flame Atomic Absorption Spectrophotometry (FAAS). The metal accumulation order varied according to the analyzed species, but manganese was the metal that showed the highest concentrations at all collection points. Although only Zn and Cu concentrations in water and macrophytes reflect significant bioaccumulative potential, there was high positive correlation regarding Mn and Pb (0.87 and 0.70, respectively). *Typha dominguensis* (Mn, Cu and Zn) and *Acroceras zizanioides* (Pb, Cr and Ni) were the species that stood out in relation to metal concentrations. Therefore, it is suggested that these species should be used in future environmental monitoring studies specific to Subaé River headwaters - Feira de Santana, Bahia.

Keywords: Heavy metals; macrophytes; phytoremediation; bioaccumulation.

Resumo

O objetivo do presente estudo foi avaliar a capacidade de bioacumulação de metais pesados em diferentes espécies de macrófitas presentes nas nascentes do rio Subaé, Feira de Santana- Bahia e evidenciar se as concentrações encontradas refletem o estado de qualidade ambiental da região. As coletas das macrófitas foram realizadas em Fevereiro e Agosto de 2012, em quatro pontos da Lagoa do Subaé (uma das nascentes do rio Subaé). As amostras foram desidratadas, moídas, peneiradas e digeridas com ácido nítrico e ácido perclórico. A análise dos metais foi realizada empregando a espectrofotometria de absorção atômica por chama (EAA). A ordem de acumulação de metais variou conforme as espécies analisadas, porém o manganês foi o metal que apresentou as maiores concentrações, em todos os pontos de coleta. Apesar de apenas as concentrações de Zn e de Cu na água e nas macrófitas refletirem o potencial bioacumulador significativo, houve correlação positiva alta para Mn e Pb (0,87 e 0,70, respectivamente). As espécies que mais se destacaram em relação às concentrações de metais foram a *Typha dominguensis* (Mn, Cu e Zn) e a *Acroceras zizanioides* (Pb, Cr e Ni). Portanto, sugere-se que essas espécies sejam utilizadas em futuros estudos de monitoramento ambiental, específicos para as nascentes do rio Subaé- Feira de Santana, Bahia.

Palavras-chave: Metais pesados; macrófitas; fitorremediação; bioacumulação.

* Universidade Estadual de Feira de Santana, Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente. Avenida Transnordestina, s/n, CEP 44036-900, Novo Horizonte, Feira de Santana-BA, Brasil.

✉ taisebj@hotmail.com

DOI: [10.5935/1984-6835.20150061](https://doi.org/10.5935/1984-6835.20150061)

Avaliação da Potencialidade de Utilização de Espécies de Macrófitas como Acumuladoras de Metais Pesados

Taise B. de Jesus,* Soraia S. Souza, Leila Thaise S. O. Santos, Willian M. de Aguiar

Universidade Estadual de Feira de Santana, Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente. Avenida Transnordestina, s/n, CEP 44036-900, Novo Horizonte, Feira de Santana-BA, Brasil.

* taisebj@hotmail.com

Recebido em 4 de maio de 2014. Aceito para publicação em 22 de maio de 2015

1. Introdução
2. Materiais e Métodos
 - 2.1. Coleta
 - 2.2. Identificação das espécies
 - 2.3. Análise das amostras
3. Resultados e discussão
4. Considerações finais

1. Introdução

Plantas aquáticas são todas as plantas cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente ou por alguns meses, em cada ano, submersas ou flutuantes na coluna d'água.¹ As macrófitas aquáticas são vegetais que durante sua evolução retornaram ao ambiente aquático, e apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica. Estes vegetais influenciam o metabolismo dos ecossistemas aquáticos continentais de várias maneiras, como por exemplo, através da redução da turbulência da água, que compreende a sedimentação de grande parte do material de origem alóctone.²

As macrófitas, assim como os micro-organismos associados e as respectivas enzimas, são aplicados, através de técnicas agrônômicas, para degradar, reter, imobilizar ou reduzir a níveis não-tóxicos os contaminantes ambientais a fim de recuperar a matriz do solo ou da água subterrânea e estabilizar o contaminante,³ o que define a fitorremediação. Resultados promissores de fitorremediação já foram obtidos para metais pesados, agrotóxicos, explosivos, solventes clorados, subprodutos tóxicos da indústria e hidrocarbonetos originados do petróleo.^{4,5}

As vantagens da fitorremediação incluem seu custo relativamente baixo, benefícios estéticos e sua natureza não-invasiva.⁶⁻⁸ A absorção de metais pesados pelos vegetais não significa que foram eliminados na ciclagem do ecossistema, uma vez que

quando a biomassa for decomposta, estes metais tornam-se novamente disponíveis. Essa absorção pode ser encarada como uma alternativa para a eliminação destes elementos do meio aquático, desde que os vegetais sejam continuamente retirados e substituídos por outros ainda não contaminados.^{9,10}

Os metais são elementos que ocorrem naturalmente no ambiente. Muitos exercem funções fisiológicas em plantas, animais e micro-organismos, sendo considerados, portanto, essenciais. Entretanto, quando suas concentrações são elevadas, ou seja, acima de determinadas concentrações específicas, causam danos ao ambiente. Ao entrar na cadeia alimentar e serem absorvidos pelo homem, os metais são responsáveis por diversas doenças, como o mal de Minamata e o saturnismo, causados pela intoxicação por mercúrio e chumbo, respectivamente. Na cidade de Santo Amaro da Purificação, Bahia, por exemplo, a intoxicação por chumbo causou centenas de óbitos devido às atividades de uma fundição primária de chumbo, desativada desde 1993.¹¹⁻¹³ Diferentemente das substâncias orgânicas tóxicas, os metais não são biodegradáveis, podendo ser acumulados no ambiente.¹⁴

O município de Feira de Santana está localizado na zona de planície entre o Recôncavo baiano e os tabuleiros semiárido do nordeste baiano. Sua principal Bacia é representada pelo rio Subaé, que se encontra localizada no Recôncavo Norte, numa área de 655 km². O rio Subaé, principal curso d'água desta bacia, nasce na Lagoa do Subaé (bairro Subaé e Loteamento Parque do Subaé), no perímetro urbano de Feira de Santana, a sudoeste de sua sede no setor B do Centro Industrial do Subaé – CIS, servindo como corpo receptor de efluentes industriais do CIS e esgotos domésticos provenientes de vários bairros adjacentes. As interferências humanas na bacia do rio datam de vários anos em Feira de Santana e se intensificaram com o processo de urbanização e industrialização que o município vem passando nos últimos tempos, causando o aumento da poluição ambiental.¹⁵

Como as macrófitas aquáticas possuem a capacidade de absorverem metais pesados refletindo a qualidade do ambiente, esse trabalho teve como objetivo as análises de teor de manganês (Mn), zinco (Zn), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), em quatro espécies de macrófitas coletadas na lagoa do Subaé, uma área com grande contaminação por metais pesados, segundo estudos realizados na água subterrânea,¹⁶ na água superficial¹⁵ e no sedimento das nascentes de Feira de Santana.¹⁷

2. Materiais e Métodos

Os cinco pontos amostrais foram distribuídos na lagoa do Subaé Feira de Santana/BA (LSU-A1, LSU-B1, LSU-B2, LSU-B3 e LSU-B4) (Figura 1), e a sua seleção foi realizada a partir da análise sistêmica e da utilização de técnica de georreferenciamento, levando-se em consideração a proximidade de atividades antropogênicas e a importância desta lagoa como nascente da Bacia do Rio Subaé, Bahia. A lagoa em estudo tem seu uso quase que exclusivamente industrial e foi dividida em dois corpos aquáticos como consequência do soterramento para instalação de galpões industriais e abertura de estrada para acesso a novas indústrias em funcionamento. No total, a lagoa Subaé possui uma área de 36,27 ha.¹⁸

Durante a coleta dos espécimes, também foi coletada a água superficial da lagoa para análise das concentrações de metais pesados (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn). Para a análise de metais pesados dissolvidos, as amostras de água superficial foram coletadas em garrafas de vidro âmbar de 1 L de capacidade contendo 5 mL de solução de HNO₃ 65%, para preservação da amostra. Para a digestão das amostras, retirou-se 125 mL de cada amostra, em triplicata, adicionou-se 2 mL de solução de HCl 50% e 0,5 mL de solução de HNO₃ 50%. Em seguida, o meio foi aquecido a 80 °C até atingir 25 mL. Após essa pré-

concentração, as amostras foram filtradas em membranas de fibra de vidro – 0,47 µm e, na sequência, foram determinadas as

concentrações dos metais, em espectrômetro de absorção atômica por chama (FAAS) da marca Avanta- GBC modelo HG– 3000.¹⁹

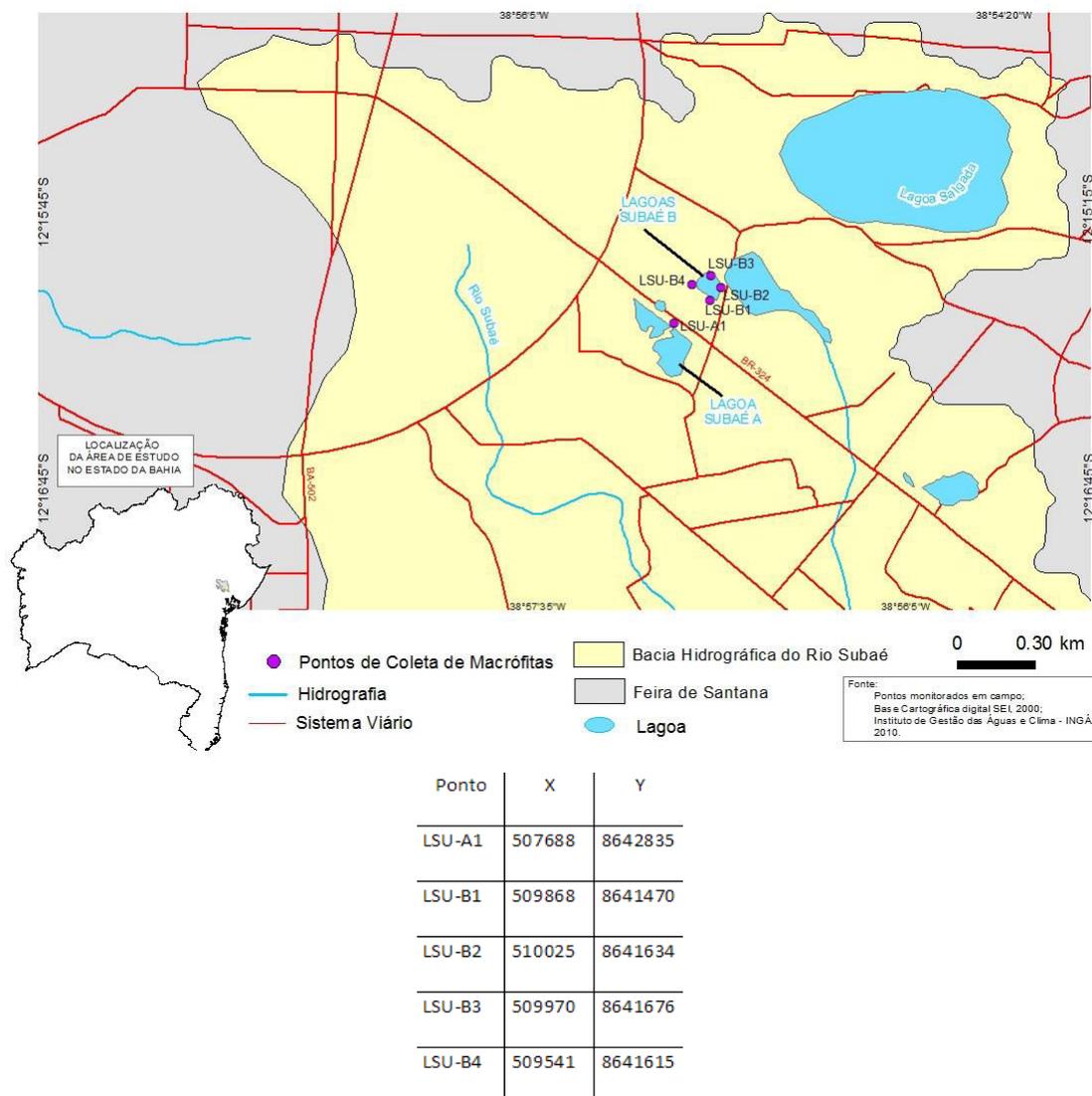


Figura 1. Mapa de localização dos pontos de coleta de macrófitas na Lagoa Subaé, Feira de Santana-BA

2.1. Coleta das matrizes ambientais

Foram realizadas duas coletas: uma na estação seca (Fevereiro de 2012) e outra na estação chuvosa (Agosto de 2012). Em cada ponto foram coletadas duas espécies de macrófitas aquáticas, exceto nos pontos LSU-

B2 e LSU-B4, onde foi encontrada apenas uma espécie de macrófita. Em cada ponto de coleta, um quadrado de 1 m² foi arremessado aleatoriamente e todo material contido dentro da área do quadrado foi coletado.

A coleta, preservação e transporte da água superficial seguiram as padronizações

descritas em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.²⁰

As amostras de sedimento foram coletadas com uma pá de plástico, sendo retirado aproximadamente 250 g de sedimento em cada ponto. As amostras coletadas foram identificadas e armazenadas em saco plástico na geladeira do laboratório de Geoquímica Ambiental, da Universidade Estadual de Feira de Santana.

A coleta de todas as matrizes ambientais (água, sedimento e macrófita) foi realizada

no mesmo período e nos mesmos pontos de coleta das macrófitas.

2.2. Identificação das espécies

As espécies de macrófitas coletadas foram identificadas por pesquisadores do Laboratório Táxon/UEFS, conforme a Tabela 1, e as exsicatas foram depositadas no herbário da Universidade Estadual de Feira de Santana (HUEFS).

Tabela 1. Espécies de macrófitas analisadas distribuídas por ponto de coleta, na Lagoa Subaé, Feira de Santana- BA

Ponto	Espécies Coletadas	
1 LSU- A1	<i>Typha dominguensis</i> Pers. Família: Typhaceae	<i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy Família: Poaceae
2 LSU- B1	<i>Typha dominguensis</i>	<i>Acroceras zizanioides</i>
3 LSU- B2	<i>Nymphaea lingulata</i> Wiersema Família: Nymphaeaceae	-----
4 LSU- B3	<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Schult Família: Cyperaceae	<i>Nymphaea lingulata</i>
5 LSU-B4	<i>Nymphaea lingulata</i>	-----

2.3. Análise das Amostras

Após a identificação das espécies coletadas, procedeu-se a secagem de toda a planta em estufa de circulação forçada de ar, com temperatura ajustada em 65 °C, por um período de 48 horas. Para compor o material a ser analisado, todas as folhas de macrófitas, da mesma espécie coletadas no quadrante, foram reunidas formando uma amostra composta. Este método é comumente adotado por vários autores.^{21,22}

O material seco foi moído em moinho IKA A11 basic S32, e peneirado (malha de número 20). Em seguida, as amostras compostas foram pesadas (\pm 0,5 g) em triplicatas e submetidas à digestão nítrico-perclórica.²³ Nesta etapa, as amostras foram adicionadas a uma mistura de 5 mL de ácido

nítrico (HNO₃) e 3 mL de ácido perclórico (HClO₄), e submetidas à irradiação de micro-ondas em um equipamento Multiwave 3000 da Anton Paar (Tabela 2).

Após a coleta, as amostras de sedimento foram colocadas para secar em estufa por 12 horas a 60 °C. Depois de secas, foram maceradas e passadas em peneira de aço inox de 250 mesh. Em seguida, aproximadamente 1 g de sedimento foi pesado em triplicata, e acondicionado em um tubo de ensaio, onde foram acrescentados 9 mL HCl e 3 mL de HNO₃. Posteriormente, os tubos foram colocados em um bloco digestor e aquecidos a 100 °C por aproximadamente 12 horas. Após este período, todas as amostras foram filtradas e avolumadas com água ultra pura em balões volumétricos de 50 mL.

Tabela 2. Programação utilizada para realizar as digestões das macrófitas

ETAPAS	POTÊNCIA (Watts)	RAMPA (minutos)	PATAMAR (minutos)	*Fan
1	800	10:00	10:00	1
2	800	10:00	20:00	1
3	0	--	20:00	3

* FAN- Níveis de ventilação para resfriamento do sistema

As amostras de águas superficiais foram armazenadas em garrafas de vidro âmbar de 1 L de capacidade, contendo 5 mL de ácido nítrico (65%). Retirou-se 125 mL de cada amostra, em triplicata, adicionou-se 2 mL de ácido clorídrico (50%) e 0,5 mL de ácido nítrico (50%) e aqueceu-se a solução até atingir 25 mL. Após essa concentração, as amostras foram filtradas em membranas GFC – 0,47µm, e posteriormente analisadas.

Para a quantificação dos metais pesados, (Mn, Zn, Ni, Pb, Cd, Cr, Cu), em macrófitas, água e sedimento, foram realizadas leituras em um espectrofotômetro de absorção atômica por chama (EAA), marca Avanta, no Laboratório de Tecnologia e Saneamento (LABOTEC- UEFS).

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.

O teor do metal [Me] apresentado na Tabela 4 foi dado pela seguinte expressão:

$$[Me] = (C \times V \times f)/m$$

C = concentração em µg.ml⁻¹ obtida através da curva analítica do metal

V = volume total do extrato

F = fator de diluição do extrato original, quando necessário.

m = massa do material vegetal

2.4 Análise estatística

Foram realizados testes de correlação de Pearson²⁴ entre as concentrações de metais obtidas, após as análises das folhas das macrófitas, e as concentrações presentes na água superficial e no sedimento nos mesmos pontos de coleta.^{15,17} Todas as matrizes ambientais (macrófitas, água e sedimento) foram analisadas em triplicatas. O desvio padrão, presente na Tabela 4 foi calculado a partir da raiz quadrada da variância. Todas as análises foram realizadas com auxílio do programa Statistic 7.0.

3. Resultados e discussão

Na Tabela 3 estão apresentados os limites de detecção do equipamento utilizado para leitura dos metais, calculados a partir da seguinte fórmula: LD = 3 x relação sinal/ruído, medido com a solução do branco. Para este cálculo foram utilizadas 10 amostras do branco/ para cada metal.

Tabela 3. Valores dos limites de detecção do equipamento de absorção atômica utilizado na análise das amostras de macrófitas

	Metais						
	Mn	Zn	Ni	Pb	Cd	Cr	Cu
R ²	0,9971	0,9988	0,9919	0,9963	0,9971	0,9989	0,9976
Equação da curva analítica	AMn = 0,139 cMn + 0,0333	AZn = 0,1075 cZn + 0,0187	ANi = 0,545 cNi + 0,0012	APb = 0,0192 cPb + 0,001	ACd = 0,1157 ACd + 0,0068	ACr = 0,0109 ACr + 0,0003	ACu = 0,27 cCu - 0,1233
Limite de Detecção µg.g ⁻¹	0,02	0,008	0,04	0,06	0,009	0,05	0,025

Pela análise dos valores de R², as curvas analíticas obtidas apresentaram boa linearidade, com coeficiente de regressão linear superior a 0,99. Os resultados das concentrações médias dos metais pesados analisados nas macrófitas da Lagoa do Subaé, Feira de Santana/BA, estão apresentados na Tabela 4.

Levando em consideração as espécies analisadas, independente dos pontos em que foram coletadas, a *Typha domingensis* apresentou maiores concentrações de Mn, Cu e Zn, já a *Acroceras zizanioides* apresentou maiores concentrações de Cr e Ni, seguida da *Nymphaea lingulata*. Já a *Eleocharis acutangula* não apresentou destaque para nenhum metal analisado. As espécies analisadas, apresentaram pouca variação em relação às concentrações de Pb (menor valor 13,00 µg.g⁻¹ em *Eleocharis acutangula* e o maior valor de 17,33 µg.g⁻¹, em *Acroceras zizanioides*). Os padrões de acumulação e distribuição de metais pesados em plantas variam consideravelmente entre os tipos de plantas e as estações de crescimento. Um fenômeno relativamente comum é a acumulação e imobilização de metais em raízes, especialmente quando os estoques na planta são suficientes.²⁵ Porém, nesse estudo, a acumulação dos metais não foi diferenciada por partes das plantas.

Os pontos 1 e 2, apesar de apresentarem as mesmas espécies de macrófitas, apresentou um padrão diferenciado na distribuição da concentração dos metais. A ordem de concentração dos metais na *Typha domingensis* coletada nos pontos 1 e 2 foram, respectivamente: Mn> Pb> Cu> Ni> Cr> Zn e Mn> Zn> Pb> Ni> Cu> Cr. O Pb, que no ponto 1, é o segundo metal mais acumulado, no ponto 2 essa posição passa a ser ocupada pelo Zn. Já este metal, no ponto 1, foi o que apresentou as menores concentrações.

Na *Acroceras zizanioides*, a ordem decrescente de concentração de metais nos pontos 1 e 2 foram, respectivamente: Mn> Pb> Cr> Ni> Cu e Mn> Pb> Zn> Cr> Ni> Cu. O padrão foi semelhante, com exceção da ausência de zinco, na *Acroceras zizanioides* coletada no ponto 2.

Para a *Nymphaea lingulata*, presente nos pontos de coleta 3, 4 e 5, observou-se maiores semelhanças na ordem de concentração de metais entre os pontos 3 e 5, apenas com exceção do Cr, que no ponto 3 foi o quarto metal mais acumulado por esta espécie. No ponto 5, o Cr foi o metal menos acumulado pela macrófita.

A *Eleocharis acutangula* só foi encontrada no ponto 4 e a ordem de acumulação dos metais teve o Mn, assim como nas demais espécies seguidos de Zn> Pb> Ni> Cr> Cu.

Tabela 4. Concentrações médias dos metais pesados analisados ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), e seus respectivos desvios, nas espécies de macrófitas coletadas em diferentes pontos na Lagoa Subaé, Feira de Santana/BA

Pontos	Espécies	Concentração de Metais em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$					
		Mn	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni
1 LSU-A1	<i>Typha dominguensis</i>	111,28 ± 12,09	16,66 ± 1,26	2,50 ± 2,12	3,83 ± 0,76	6,50 ± 1,50	6,40 ± 0,39
	<i>Acroceras zizanioides</i>	29,46 ± 1,58	17,33 ± 0,76	ND	15,99 ± 1	5,86 ± 0,2	9,28 ± 0,12
2 LSU-B1	<i>Typha dominguensis</i>	136,56 ± 23,32	15,99 ± 1,49	23,24 ± 2,47	2,249 ± 0,35	3,94 ± 0,56	5,09 ± 0,67
	<i>Acroceras zizanioides</i>	18,95 ± 1,47	14,14 ± 0,75	12,23 ± 1,08	8,99 ± 2,13	5,65 ± 0,79	6,60 ± 2,09
3 LSU-B2	<i>Nymphaea lingulata</i>	52,43 ± 0,97	14,82 ± 1,14	17,65 ± 0,28	13,82 ± 2,98	2,65 ± 0,09	7,71 ± 0,87
4 LSU-B3	<i>Eleocharis acutangula</i>	60,22 ± 8,75	13,00 ± 1,32	14,99 ± 3,99	3,70 ± 0,49	1,82 ± 0,18	4,37 ± 0,11
	<i>Nymphaea lingulata</i>	62,14 ± 6,39	13,32 ± 2,26	7,74 ± 0,36	ND	1,63 ± 0,27	2,20 ± 0,65
5 LSU-B4	<i>Nymphaea lingulata</i>	67,48 ± 4,08	14,66 ± 2,36	15,49 ± 3,28	1,45 ± 0,63	2,70 ± 0,55	4,37 ± 0,24

ND- Concentração não-detectada pois estava abaixo do limite de detecção do equipamento.

Através desses resultados, observa-se que há influência dos usos do solo de cada ponto da Lagoa do Subaé na acumulação de metais pesados pelas espécies analisadas, uma vez que a mesma espécie, em ambientes diferentes, apresenta padrões diferentes de acumulação de metais. Em um estudo realizado para a avaliação de concentração de metais na macrófita *Lemna aequinoctialis* Welwitsch foi observado a seguinte sequência de concentração de metais: Cr > Ni > Cu > Fe > Zn > Mn.¹¹ Para os autores,^{12,13} a variação nas sequências de absorção está relacionada aos efeitos sinérgicos e antagônicos, condicionantes no processo de captura de um metal pesado em específico. Dessa forma, cada espécie de macrófita reflete uma ordem de absorção de metais, mesmo quando espécies diferentes estão dispostas no mesmo ambiente, sob a ação das mesmas fontes de metais, que foi o observado nesse estudo.

No presente estudo, as maiores concentrações de Pb foram observadas nas amostras da espécie *Acroceras zizanioides* no

ponto de coleta 1, com média de 17,33 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Ao comparar os valores médios de Pb encontrado com os limites de toxicidade de metais para vegetais relatados na Tabela 5, é possível concluir que os valores obtidos estão dentro dos valores usuais.⁵⁴ Assim, é possível que, nas concentrações de Pb observadas nesse estudo, as espécies analisadas não sofram danos fisiológicos ou anatômicos, consequências da toxicidade deste metal.

Altas concentrações de metais em macrófitas implicam em duas vertentes, de acordo com a literatura,^{9,10, 26} ou a planta acumula e libera aos poucos o excesso de metal sem causar dano fisiológico, ou o excesso de metal pode inviabilizar processos fisiológicos, crescimento, atividade fotossintética, alteração no período reprodutivo, entre outros.²⁷

Os valores médios encontrado de Pb foi de 3,9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na espécie *Ceratophyllum demersum* Linnaeus, coletados no canal de eclusagem da Usina de Três Irmãos, na confluência com o rio Paraná, no município

de Itapura.²⁸ Pesquisas que avaliaram o potencial de macrófitas aquáticas como indicadores de metais em partes poluídas do rio Przesza, Polônia, verificaram concentrações médias de Pb, em espécies de macrófitas *Myriophyllum verticillatum* Linnaeus, em torno de 26 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.¹⁷ Em outra pesquisa, após teste de exposição, em diferentes concentrações de Pb, por 90 dias, observou-se que a *Echinodorus grandiflorus* Cham. & Schltdl acumulou o Pb em concentrações de até 113,74 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Além disso, constatou-se que este elemento estava compartimentalizado, principalmente nas raízes com reduzida translocação para a parte aérea.²⁹

O Pb é um dos elementos tóxicos mais abundantes no solo. O nível tóxico de Pb no solo resulta da eliminação de atividades de

efluente doméstico, de mineração e fundição, indústrias de tintas, papel e celulose, gasolina e explosivos. Ele exerce um efeito adverso sobre a morfologia, crescimento e processos fotossintéticos de plantas. Alto nível de Pb também provoca a inibição da atividade das enzimas, desequilíbrio hídrico, alterações na permeabilidade da membrana e perturba a nutrição mineral.³⁰ O Pb inibe a atividade das enzimas a nível celular através da reação com os seus grupos sulfidrídicos. Alta concentração de Pb também induz estresse oxidativo pelo aumento da produção de radicais livres em plantas.³¹

A Figura 2 apresenta as concentrações de metais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), por pontos de coleta, em relação às espécies de macrófitas encontradas no ambiente.

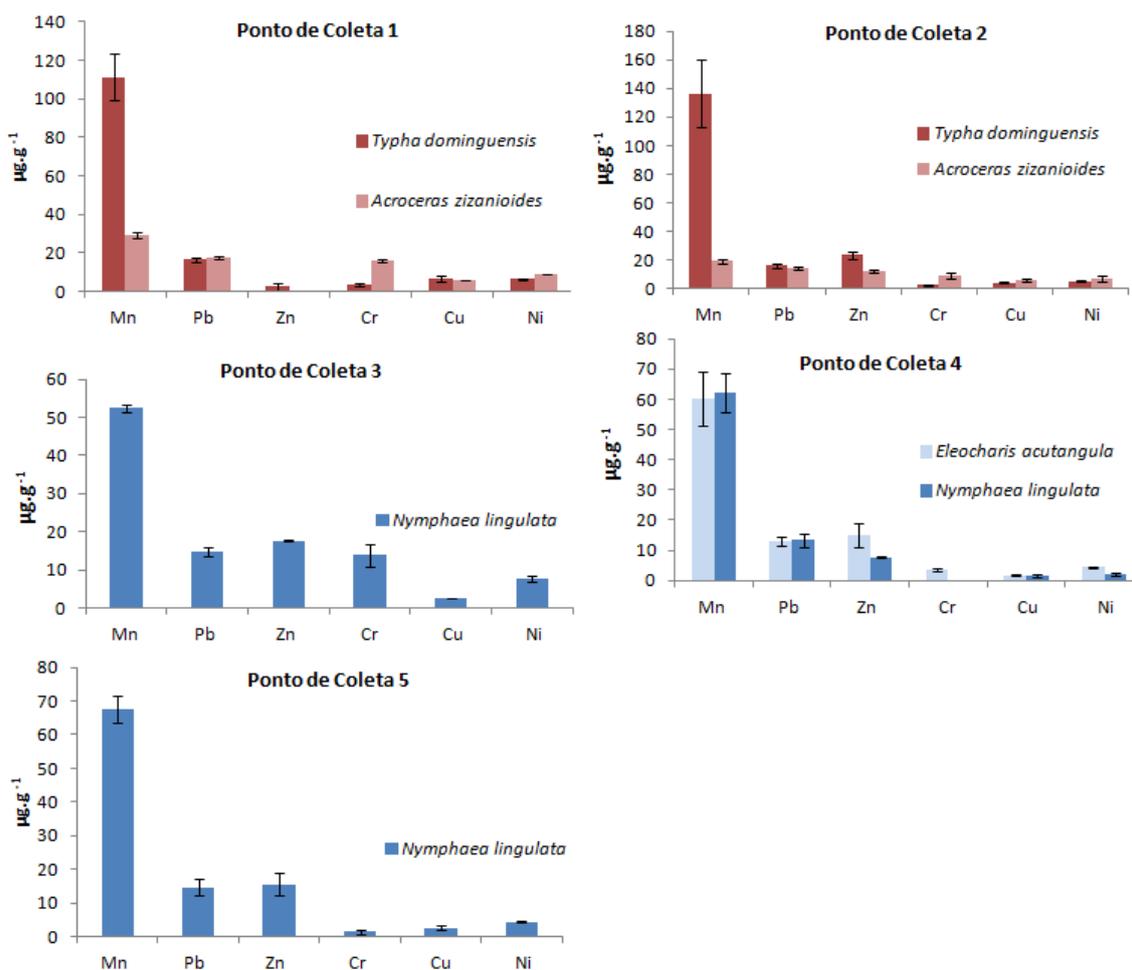


Figura 2. Concentração média dos metais analisados ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em diferentes espécies de macrófitas, por ponto de coleta, na Lagoa do Subaé, Feira de Santana-BA

O Mn destaca-se como o metal mais acumulado por todas as espécies analisadas e em todos os pontos onde as macrófitas foram coletadas. Estudos que avaliaram a capacidade das espécies *Azolla caroliniana* Willd, *Salvinia minima* Baker (1886) e *Spirodela polyrhiza* Linnaeus Schleid, em acumular Mn, relataram que as diferentes espécies têm capacidades distintas para acumular este metal.³²⁻³⁴ O excesso de Mn causou redução do conteúdo de clorofila total, carotenoides e antocianinas nas três espécies, o que pode comprometer a fisiologia do vegetal.³²

Outras pesquisas concluíram que a quantidade de Mn nas folhas, no caule e nas raízes aumentaram, de acordo com os incrementos de sua concentração na solução.³⁵ O Mn, quando em excesso na planta, promove, primeiramente, redução na parte aérea e, como consequência, também no sistema radicular. Por outro lado, quando em excesso na solução do solo, promove reduções nas quantidades absorvidas de cálcio, ferro e magnésio pelas plantas,³⁶ o que vem justificar os resultados obtidos.

O Mn é um elemento traço essencial nos processos fisiológicos de vegetais e de animais. Contudo, em concentrações elevadas ($> 5,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) pode tornar-se tóxico.³⁷⁻³⁹ A contaminação do ambiente aquático

por manganês vem despertando a atenção de pesquisadores e de órgãos governamentais em muitos países, em função da intensificação do despejo deste elemento no meio aquático. Além de ocorrer naturalmente no ambiente, este metal também pode ser proveniente de atividades humanas, através de descartes de indústrias de manufatura como as de papel, metal e agentes químicos, e de resíduos domésticos.⁴⁰⁻⁴¹

Para realizar a fitorremediação, alguns fatores devem ser considerados. O tipo de poluente, a concentração e a presença de toxinas no solo ou na água devem estar dentro dos limites de tolerância da planta.⁴² Alguns desses limites estão apresentados na Tabela 5, juntamente com os valores usuais de metais concentrados pelas plantas.

O Mn não possui um valor usual definido, e as médias encontradas nas espécies analisadas no presente estudo estão abaixo do limite de toxicidade, já o Zn e o Cu estão no limite de valor usual encontrado em vegetais. As concentrações de Pb e Ni estão acima do valor usual, mas abaixo dos limites de toxicidade. As concentrações de Cr observadas na *Acroceras zizanioides* (dos pontos 1 e 2) e na *Nymphaea lingulata* (ponto 3) estão dentro da faixa dita como limite de toxicidade.

Tabela 5. Valores de concentração usuais e limites tóxicos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dos metais em vegetais, de acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001)⁵²

Metais	Mn	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni
Valores Usuais ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	*	5 a 10	27 a 150	0,1 a 0,5	5 a 30	0,1 a 5
Limite de Toxicidade ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	300-500	30 a 300	100 a 400	5 a 30	20 a 100	10 a 100

*Metal sem valor usual determinado.

Alguns estudos mostraram concentrações mais altas de cromo, em outras espécies, na seguinte ordem: *Eloдея canadensis* ($20,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) > *Lagarosiphon maior* ($12,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) > *Potamogeton crispes* ($11,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) > *Trapa natans* ($4,98 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) > *Phragmites communis* ($2,01 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).^{43, 44} Acumulação substancial de

cromo ($3.38-45.59 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) também foi encontrada nas espécies *Ipomoea aquatica*, *Marsilea minuta*, *Nelumbo nucifera*, e *Ceratophyllum demersum*, com ocorrência em águas poluídas.^{45,46}

Os sintomas de toxicidade visíveis causados às plantas por níveis excessivos de cromo são a diminuição de crescimento, atrofia no desenvolvimento radicular, enrolamento e descoloração das folhas e, em algumas culturas, folhas com manchas

vermelho-amarronzadas, contendo áreas de necrose.⁴⁷

Seguem nas Tabelas 6-10, as concentrações médias de metais nas macrófitas, água superficial e sedimento, distribuídos por pontos de coleta.⁴⁸

Tabela 6. Concentração de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) analisados nas espécies de macrófitas, na água e no sedimento superficial, no ponto de coleta 1, das nascentes do rio Subaé-Feira de Santana-BA

Metais	Ponto 1						
	Concentração ($\mu\text{g.g}^{-1}$)						
	Mn	Zn	Ni	Pb	Cd	Cr	Cu
Macrófitas	70,37	1,25	7,84	16,99	*	9,91	6,18
Água Superficial	0,12	1,65	0,02	0,06	*	0,02	0,04
Sedimento	67,62	69,22	3,55	28,00	*	13,10	32,91

* Metal com concentrações inferiores ao limite de detecção do equipamento

Tabela 7. Concentração de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) analisados nas espécies de macrófitas, na água e no sedimento superficial, no ponto de coleta 2, das nascentes do rio Subaé-Feira de Santana-BA

Metais	Ponto 2						
	Concentração ($\mu\text{g.g}^{-1}$)						
	Mn	Zn	Ni	Pb	Cd	Cr	Cu
Macrófitas	77,755	17,735	5,845	15,065	*	5,619	6,180
Água Superficial	0,154	0,231	0,025	0,064	0,002	0,058	0,074
Sedimento	94,405	131,650	12,050	43,480	*	39,395	39,615

* Metal com concentrações inferiores ao limite de detecção do equipamento

Tabela 8. Concentração de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) analisados nas espécies de macrófitas, na água e no sedimento superficial, no ponto de coleta 3, das nascentes do rio Subaé-Feira de Santana-BA

Metais	Ponto 3						
	Concentração ($\mu\text{g.g}^{-1}$)						
	Mn	Zn	Ni	Pb	Cd	Cr	Cu
Macrófitas	52,43	17,65	7,71	14,82	*	13,82	2,65
Água Superficial	0,043	0,033	0,006	0,027	*	0,006	0,010
Sedimento	65,575	63,300	20,135	27,000	*	19,800	25,385

* Metal com concentrações inferiores ao limite de detecção do equipamento

Tabela 9. Concentração de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) analisados nas espécies de macrófitas, na água e no sedimento superficial, no ponto de coleta 4, das nascentes do rio Subaé-Feira de Santana-BA

Metais	Ponto 4 Concentração ($\mu\text{g.g}^{-1}$)						
	Mn	Zn	Ni	Pb	Cd	Cr	Cu
Macrófitas	61,180	11,365	3,285	13,160	*	1,850	1,725
Água Superficial	0,044	0,041	0,007	0,030	*	0,004	0,007
Sedimento	43,940	49,500	1,750	23,665	*	6,565	11,400

* Metal com concentrações inferiores ao limite de detecção do equipamento

Tabela 10. Concentração de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) analisados nas espécies de macrófitas, na água e no sedimento superficial, no ponto de coleta 5, das nascentes do rio Subaé-Feira de Santana-BA

Metais	Ponto 5 Concentração ($\mu\text{g.g}^{-1}$)						
	Mn	Zn	Ni	Pb	Cd	Cr	Cu
Macrófitas	67,480	15,490	4,370	14,660	*	1,450	2,700
Água Superficial	0,056	0,030	0,008	0,034	0,001	*	0,007
Sedimento	31,070	42,990	4,815	18,335	*	9,780	6,640

* Metal com concentrações inferiores ao limite de detecção do equipamento

Todos os metais investigados, com exceção do cádmio (Cd), foram preferencialmente mais acumulados nas macrófitas do que na água superficial, na seguinte ordem: Mn > Pb > Zn > Cr > Ni > Cu. Ao comparar as concentrações de metais encontradas em macrófitas com as concentrações encontradas no sedimento observa-se que as concentrações de metais foram mais elevadas no sedimento do que nas macrófitas nos pontos 2 e 3. Já os pontos 1 e 4 apresentaram maiores concentrações de Mn e Ni nas macrófitas do que no sedimento, e no ponto 5 apenas as concentrações do Mn em macrófitas foram mais elevadas do que no sedimento (Tabela 6-10).

Uma vez no ecossistema aquático, os metais pesados são distribuídos nos diversos compartimentos do ambiente, como solo, sedimento, plantas e animais, porém especificamente no caso dos sedimentos, a literatura mostra que este compartimento

funciona como um sistema de estoque de poluentes.⁴⁹⁻⁵⁰ Para Cruz e colaboradores,¹⁴ os locais de estacionamento provisório dos metais são os solos e os sedimentos de corrente. Na água e no ar, esses elementos ocorrem dissolvidos e dispersos, respectivamente, caracterizando um ambiente de transição temporário.

Os metais que chegam aos corpos d'água podem ser adsorvidos às partículas que compõem o sedimento de corrente, acumulando-se neste, o qual funciona como reservatório de contaminantes de baixa solubilidade e desempenha importante papel nos processos de assimilação, transporte e deposição para essas espécies químicas.⁵¹ As maiores concentrações de metais no sedimento, dentre os outros compartimentos, pode ser atribuído à grande área superficial das partículas do sedimento e ao longo tempo de contato com a água corrente.⁵²

As concentrações de metais-traço em plantas aquáticas podem ser 100.000 vezes superiores às encontradas na água, ou outro meio em que estão presentes. As respostas das plantas ao estresse químico da concentração de metais pesados podem, ainda, se manifestar na forma de produção de compostos orgânicos secundários como mecanismos de tolerância, conferindo à planta maior resistência ao estresse, pelo acúmulo desses metais, assim como propiciando alternativas para o desenvolvimento de tecnologias para o saneamento do ambiente, como a fitorremediação.⁵³

A partir das médias das concentrações de metais encontradas nas macrófitas analisadas, realizou-se a análise de correlação com as médias de metais encontradas no sedimento e na água. Foram observadas correlações significativas entre as concentrações de Zn (correlação negativa $r = -0,90$) e Cu (correlação positiva $r = 0,90$) ambos com o valor de $p = 0,037$, encontradas na água e as concentrações desses elementos nas macrófitas (Figura 3).

As concentrações de cobre em tecidos vegetais parecem ser função de seus níveis em solução ou em solos. De acordo com os dados de correlação, as concentrações de Cu na macrófita são provenientes da disponibilidade deste metal na água, uma vez aumentada as suas concentrações na água, as macrófitas tendem a absorver mais.⁵⁴

As concentrações de Mn e Pb, apesar de não apresentarem significância (valor de $p > 0,05$), é importante pontuar que houve correlação positiva alta ($r = 0,90$ e $r = 0,70$), ou seja, quanto maior a disponibilidade de metais na água, aumenta também as concentrações de metais nas espécies

analisadas. Para os demais metais analisados, a ausência de significância nas correlações (valor de $p > 0,05$) pode ter sido comprometida pelo número de amostras reduzido de macrófitas utilizadas para a correlação (Figura 3).

Estudos descritos na literatura correlacionaram as concentrações dos metais Cr, Ni, Cu, Zn, Cd e Pb em *E. crassipes*, do Rio Morichal Largo, Venezuela, com as concentrações desses metais na água. Os resultados indicaram que uma elevação na concentração inicial da água induz a um aumento da concentração de todos os seis elementos, na raiz da planta, na seguinte sequência: $Cu > Ni > Pb > Cr > Cd > Zn$. Neste caso, foi observada significância na correlação linear apenas, entre a concentração inicial do Cd na água e do Cd removido pela planta. Para os outros metais, a inter-relação linear foi pouco pronunciada, ou seja, a concentração do metal na raiz da planta não aumentou com a elevação da concentração na água.⁵⁵ As plantas removem os metais do corpo de água pela adsorção superficial e/ou pela absorção e os armazenam dentro de seu sistema ou os armazenam em uma forma química.⁵⁶

Para alguns pesquisadores,⁵⁷ bioacumulação é o processo que promove aumento gradativo das concentrações de substâncias químicas nos organismos aquáticos em comparação com a água. Levando em consideração esta definição, pode-se afirmar que as espécies deste estudo mostraram o potencial bioacumulador, principalmente para Zn e Cu, uma vez que o aumento das concentrações desses metais nas macrófitas refletiu o aumento nas concentrações na água.

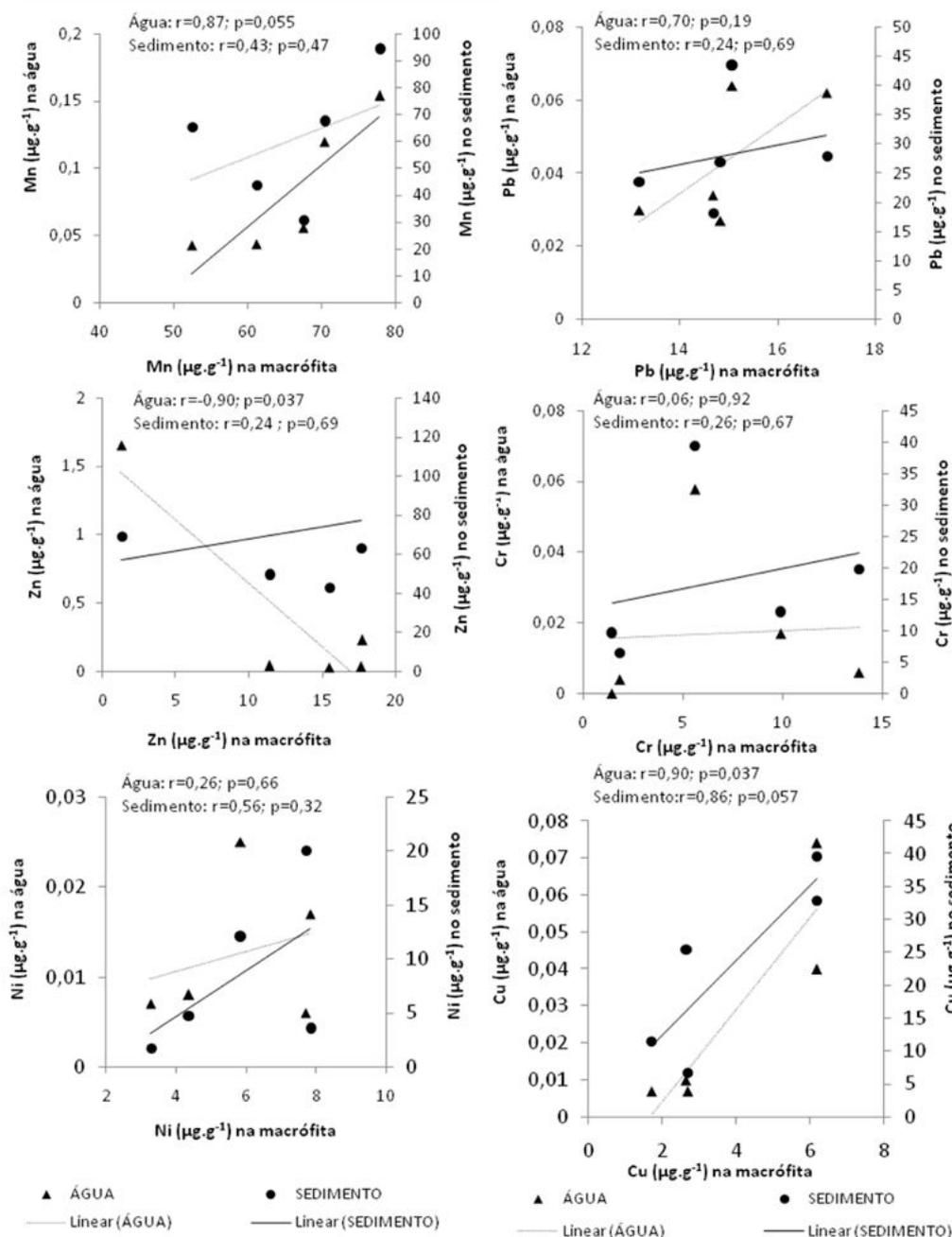


Figura 3. Correlação entre as concentrações de metais pesados encontrados nas macrófitas, água e sedimento das Lagoas do Subaé, Feira de Santana-BA

4. Considerações finais

A variação das concentrações de metais entre as espécies de macrófitas estudadas mostrou a capacidade que essas plantas possuem em remover de seu habitat os

nutrientes necessários para sua sobrevivência (Mn, Zn, Cu, Cr e Ni), entretanto através desse mesmo mecanismo elas removem também elementos não-essenciais e tóxicos (Pb). Destaca-se o Mn como o metal mais acumulado por todas as espécies analisadas e em todos os pontos onde as macrófitas foram coletadas. Em relação a toxicidade dos

metais, apenas as concentrações de Cr na *Acroceras zizanioides*, nos pontos 1 e 2, e na *Nymphaea lingulata*, no ponto 3 atingiram o limite de toxicidade para plantas. Com os resultados obtidos, é possível sugerir preferencialmente o uso das espécies *Typha dominguensis* e *Acroceras zizanioides* em programas de monitoramento ambiental na Bacia do rio Subaé, pois apresentaram as maiores concentrações de Mn, Cu e Zn, e Pb, Cr e Ni, respectivamente. Uma vez que o potencial bioacumulador é determinado pelo aumento das concentrações de metais no organismo com o aumento das concentrações de metais no meio em que este vive, conclui-se que, para o ambiente estudado, as espécies são significativamente bioacumuladoras de Zn e Cu.

Referências Bibliográficas

- ¹ Cook, C. D. K. *Aquatic plant book*. SPB Academic Publishing: Amsterdam, 1996.
- ² Esteves, F. A. *Fundamentos de Limnologia*, 3a. ed., Interciência: Rio de Janeiro, 1998.
- ³ Cunningham, S. D.; Anderson, T. A.; Schwab, P.; Hsu, F. C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Advances in Agronomy* **1996**, *56*, 55. [[CrossRef](#)]
- ⁴ Alkorta, I.; Garbisu, C. Phytoremediation of organic contaminants in soils. *Bioresources Technology* **2001**, *79*, 273. [[CrossRef](#)]
- ⁵ Pires, F. R. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. *Planta Daninha* **2001**, *21*, 335. [[CrossRef](#)]
- ⁶ Baird, C. *Química ambiental*. 2a.ed., Porto Alegre: Bookman, 2002.
- ⁷ Bayramoglu, G.; Arica, M. Y. Removal of heavy mercury(II), cadmium(II) and zinc(II) metal ions by live and heat inactivated *Lentinusedodes* pellets. *Chemical Engineering Journal* **2008**, *143*, 133. [[CrossRef](#)]
- ⁸ Aguiar, C. R. C.; Lopes, B. C.; Barbosa, M. V. D.; Balieiro, F. C.; Gomes, M. M. Fitorremediação de Solos contaminados por Petróleo. *Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas* **2012**, *6*, 1, 3. [[Link](#)]
- ⁹ Aiub, J. A. da S. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006. [[Link](#)]
- ¹⁰ Chandra, P.; Kulshreshtha, K. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. *The Botanical Review* **2004**, *3*, 313. [[CrossRef](#)]
- ¹¹ Carvalho, C. E. V.; Ovalle, A. R. C.; Rezende, C. E.; Molisani, M. M.; Salomão, M. S. M. B.; Lacerda, L. D. Seasonal variation of particulate heavy metals in the Lower Paraíba do Sul River, R.J. *Environmental Geology* **1999**, *37*, 297. [[CrossRef](#)]
- ¹² Carvalho, C. E. V.; Salomão, M. S. M. B.; Molisani, M. M.; Rezende, C. E.; Lacerda, L. D. Contribution of a medium-sized tropical river to the particulate heavy-metal load for the South Atlantic Ocean. *The Science of the Total Environment* **2002**, *284*, 85. [[CrossRef](#)]
- ¹³ Almeida, M. G. *Dissertação de mestrado*, Universidade Estadual do Norte Fluminense, 1998.
- ¹⁴ Cruz, C. C. V., Costa, A. C. A., Henriques, C. A., Luna, A. S. Kinetic modeling and equilibrium studies during cadmium biosorption by dead *Sargassum* sp. Biomass. *Bioresource Technology* **2004**, *91*, 249. [[CrossRef](#)]
- ¹⁵ Adôrno, E. V.; Santos, E. S.; Jesus, T. B. SIG e Regressão Linear para Avaliação Ambiental das Nascentes do Rio Subaé em Feira de Santana-BA. *Boletim Goiano de Geografia* **2013**, *33*, 2. [[Link](#)]
- ¹⁶ Lima, M. C.; Giacomelli, M. B. O.; Supp, V.; Roberge, F. D.; Barreta, P. B. Especiação de cobre e chumbo em sedimento do rio Tubarão (SC) pelo método Tessier. *Química Nova* **2001**, *24*, 734. [[CrossRef](#)]
- ¹⁷ Cruz, M. A. S.; Santos, L. T. S. O.; Lima, L. G. L. M.; Jesus, T. B. Caracterização granulométrica e mineralógica dos sedimentos como suporte para análise de contaminação ambiental em nascentes do rio Subaé, Feira de Santana (BA). *Revista Geochimica Brasiliensis* **2013**, *27*, 49. [[Link](#)]
- ¹⁸ Cruz, M. A. S.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Estadual de Feira de Santana, 2012.
- ¹⁹ Malavolta, E. *Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados*,

- mitos, mistificações e fatos. Produquímica, São Paulo, 1994.
- ²⁰ APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Associação Americana de Saúde Pública. 2a. ed. Washington: DC. 2005.
- ²¹ Módenes, A. N. Potencial de bio sorção do zinco pela macrófita. *Engenharia Sanitária e Ambiental* **2009**, *14*, 465. [[CrossRef](#)]
- ²² Wolff, G. Efeitos da toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. *Planta Daninha* **2009**, *27*, 133. [[CrossRef](#)]
- ²³ Malavolta, E.; Vitti, G. C.; Oliveira, S. A. *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. 2a. ed., Potafos: Piracicaba, 1997.
- ²⁴ Zar, J. *Bioestatistical analysis*. Prentice-Hall: New Jersey, 1985.
- ²⁵ Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. *Trace Elements in soils and plants*, 3a. ed., CRC Press: Boca Raton, 2001.
- ²⁶ Horvat, T.; Vidaković-Cifrek, Ž.; Oreščin, V.; Tkalec, M.; Pevalek-Kozlina, B. Toxicity assessment of heavy metal mixtures by *Lemna minor*. *Science of the Total Environment* **2007**, *3*, 229. [[CrossRef](#)]
- ²⁷ Pio, M. C. S.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal do Amazonas, 2004.
- ²⁸ Corrêa, J. C.; Büll, L. T.; Crusciol, C. A. C.; Marcelino, R.; Mauad, M. Correção da acidez e mobilidade de íons em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **2007**, *42*, 1307. [[CrossRef](#)]
- ²⁹ Ribeiro, E. S. *Dissertação de Mestrado em Botânica Aplicada*. Universidade Federal de Lavras, 2014. [[Link](#)]
- ³⁰ Sharma, P.; Dubey, R. S. Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* **2005**, *17*, 35. [[CrossRef](#)]
- ³¹ Reddy, A. M.; Kumar, S.G.; Jyonthsnakumari, G.; Thimmanaik, S.; Sudhakar, C. Lead induced changes in antioxidant metabolism of horsegram (*Macrotyloma uniflorum* (Lam.) Verdc.) and bengalgram (*Cicerarietinum* L.). *Chemosphere* **2005**, *60*, 97. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- ³² Lizieri, C.; Aguiar, R.; Kuki, K. N. Manganese accumulation and its effects on three tropical aquatic macrophytes: *Azolla caroliniana*, *Salvinia minima* and *Spirodela polyrhiza*. *Rodriguésia* **2011**, *62*, 909. [[Link](#)]
- ³³ Santos, D. M.; Bossini, J. A. T.; Preussler, K. H.; Vasconcelos, E. C.; Carvalho-Neto, F. S.; Carvalho -Filho, M. A. S. Avaliação de metais pesados na baía de Paranagua, PR, Brasil sob influência das atividades antrópicas. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology* **2006**, *2*, 157. [[Link](#)]
- ³⁴ Mergler, D.; Huel, G.; Bowler, R.; Iregren, A.; Belanger, S.; Baldwin, M.; Tardif, R.; Smargiassi, A.; Martin, L. Nervous system dysfunction among workers with long-term exposure to manganese. *Environmental Research* **1994**, *64*, 151. [[PubMed](#)]
- ³⁵ Veloso, C. A. C.; Muraoka, T.; Malavolta, E.; Carvalho, J. G. Efeitos do alumínio em pimenteiras do reino (*Piper nigrum*, L.) cultivadas em solução nutritiva. *Scientia Agricola* **1995**, *52*, 368. [[CrossRef](#)]
- ³⁶ Foy, C. D.; Chaney, R. L.; White, M. C. The physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology*, **1978**, *29*, 511. [[CrossRef](#)]
- ³⁷ Boucher, A. M.; Watzin, M. C. Toxicity Identification Evaluation of metal-contaminated sediment using an artificial pore water containing dissolved organic carbons. *Environmental Toxicology and Chemistry* **1999**, *3*, 509. [[CrossRef](#)]
- ³⁸ Doyle, C. J.; Pablo, F.; Lim, R. P.; Hyne, R. V. Assessment of metal toxicity in sediment pore water from lake Macquarie, Australia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **2003**, *44*, 343. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- ³⁹ Thornton, I. Metals in the global environment: Facts and Misconceptions. *International Council on Metal and the Environment*. Ottawa, Canadá, 1995. [[Link](#)]
- ⁴⁰ Banks, D.; Younger, P. L.; Arnesen, R. T.; Iversen, E. R.; Banks, S. B. Minewater chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology* **1997**, *32*, 157. [[CrossRef](#)]
- ⁴¹ Barreto, A. B.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

- ⁴² Chakravarty, S., Bhattacharjee, S., Gupta, K. K., Singh, M., Chaturvedi, H. T., Maity, S. Adsorption of zinc from aqueous solution using chemically treated newspaper pulp. *Bioresource Technology* **2007**, *98*, 3136. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- ⁴³ Cowgill, U. M. Changes in nitrogen, phosphorus and phytoplankton composition during the past decade in the Bay of Aratu, Salvador (Bahia) Brazil. *Archiv Fuer Hydrobiologie* **1987**, *111*, 1. [[Link](#)]
- ⁴⁴ Baudo, R.; Varini, P. G. Copper, manganese and chromium concentrations in five macrophytes from the delta of River Toce (northern Italy). *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* **1976**, *33*, 305. [[Link](#)]
- ⁴⁵ Chandra, P.; Garg, P. Absorption and toxicity of chromium and cadmium in *Limnanthemum cristatum* Griseb. *Science of the Total Environment* **1992**, *125*, 175. [[CrossRef](#)]
- ⁴⁶ Rai, P. K.; Tripathi, B. D. Comparative assessment of *Azollapinnata* and *Vallisneriaspiralis* in Hg removal from G.B. Pant Sagar of Singrauli Industrial region, India. *Environmental Monitoring and Assessment* **2009**, *148*, 75. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- ⁴⁷ Richard, F. C., Bourg, A. C., M. Aqueous Geochemistry of Chromium: a Review. *Water Research* **1991**, *25*, 807. [[CrossRef](#)]
- ⁴⁸ Silva, P. P.; *Monografia apresentada junto ao curso de Ciências Biológicas*, Universidade Estadual de Feira de Santana, 2014.
- ⁴⁹ Forstner, U.; G. T. W. Wittmann. *Metal pollution in aquatic environment*. Springer Verlag: Berlin, 1979. [[CrossRef](#)]
- ⁵⁰ Figueiras, A. V.; Lavillia, I.; Bendicho, C. Chemical sequential extraction from metal partitioning in environmental soil samples. *Journal of Environmental Monitoring* **2002**, *4*, 823. [[CrossRef](#)]
- ⁵¹ Zambetta, P. M. A.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade de São Paulo. 2006.
- ⁵² Fayed, S. E.; Abd-El-Shafy, H. I. Accumulation of Cu, Zn, Cd and Pb by aquatic macrophytes. *Environment International* **1985**, *11*, 77. [[CrossRef](#)]
- ⁵³ Zocche, J. J.; *Tese de Doutorado em Ciências*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.
- ⁵⁴ Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. *Trace Elements in soils and plants*, 3a. ed., CRC Press: Boca Raton, 2001.
- ⁵⁵ Schorin, H., Benzo, Z.A., Bastidas, C., Velosa, M.; Marcano, E. The use of water hyacinths to determine trace metal concentrations in the tropical Morichal Largo River, Venezuela. *Applied Geochemistry* **1991**, *6*, 195. [[CrossRef](#)]
- ⁵⁶ Espinoza-Quiñones, F. R., Módenes, A. N., Thomé, L. P., Palácio, S. M., Trigueros, D. E. G., Oliveira, A. P., Szymanski, N. Study of the bioaccumulation kinetic of lead by living aquatic macrophyte *Salvinia auriculata*. *Chemical Engineering Journal* **2009**, *150*, 316. [[CrossRef](#)]
- ⁵⁷ Mackay, D.; Fraser, A. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environment Pollution* **2000**, *110*, 357. [[CrossRef](#)]