

## II-210 – BIOACUMULAÇÃO DE METAIS-TRAÇO EM MACRÓFITAS AQUÁTICAS: UM ESTUDO SOBRE POTENCIAL DE REMOÇÃO E APLICAÇÃO EM SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS E FITORREMEDIAÇÃO

**André Baxter Barreto<sup>(1)</sup>**

Biólogo pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pelo Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG).

**Eduardo von Sperling<sup>(2)</sup>**

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Engenharia Sanitária pela UFMG. Doutor em Limnologia pela Technische Universität Berlin. Pós-doutor pela École des Ponts et Chaussées, Paris. Professor titular da UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG).

**Rosane M. Aguiar<sup>(3)</sup>**

Bióloga pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre em Solos e Nutrição de Plantas pela ESALQ / Campus de Piracicaba, São Paulo (USP). Doutora em Botânica pela Colorado State University. Professora Associada II, Depto. de Biologia Vegetal, UFV.

**Felipe Silva Rodrigues Pena<sup>(4)</sup>**

Biólogo pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Especialista em Taxonomia Vegetal.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Nunes Vieira, 56 – Santo Antônio - Belo Horizonte - MG - CEP: 30350-120 - Brasil - Tel: (31) 3272-0878 - e-mail: andrebxterbatrreto@gmail.com

### RESUMO

A presente pesquisa investigou a bioacumulação de metais-traço (Cr, Cu, Pb, Ni, V e Zn) em macrófitas aquáticas ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas. O objetivo do trabalho foi avaliar as capacidades de acumulação dos elementos nas diferentes espécies e discutir seu potencial para emprego em sistemas de *wetlands* construídos e fitorremediação. As plantas foram coletadas em três áreas distintas, duas áreas urbanas e uma área natural preservada, identificadas e preparadas para análise de metais-traço. Os resultados revelaram as diferentes capacidades de acumulação e sugerem que algumas espécies possuem mecanismos específicos para remoção de metais-traço. Dez dentre dezessete gêneros de macrófitas estudadas despontam como candidatos a pesquisas futuras sobre acumulação de metais-traço e emprego em sistemas de *wetlands* construídos e em fitorremediação.

**PALAVRAS-CHAVE:** Wetlands Construídos, Fitorremediação, Seleção de Macrófitas Aquáticas, Bioacumulação, Metais-traço.

### INTRODUÇÃO

A maioria das pesquisas que compara *wetlands* construídos (WC) de escoamento subsuperficial plantados e não plantados para o tratamento de efluentes, mostra um efeito significativo e positivo da presença das macrófitas na remoção de poluentes. De fato, o papel das macrófitas como um componente essencial em WC está bem estabelecido (Brisson e Chazarenc, 2009). Segundo Matos *et al.* (2010) as macrófitas aquáticas são um dos componentes fundamentais em sistemas de *wetlands* construídos, pois estão direta ou indiretamente relacionadas com a ocorrência de mecanismos de remoção dos poluentes associados a estes sistemas.

As macrófitas aquáticas também oferecem uma grande área superficial para a fixação e crescimento de microorganismos e fornecem carbono orgânico e oxigênio para a rizosfera. Entre outras funções destacam-se a redução da velocidade do escoamento, a estabilização e a manutenção da condutividade hidráulica do leito filtrante (Brisson e Chazarenc, 2009; Cooper, 2010; Matos *et al.*, 2010).

Apesar dos benefícios pela presença das macrófitas já terem sido repetidamente demonstrados na literatura ainda não está claro se há diferenças significativas na eficiência de remoção de poluentes específicos entre as

espécies de plantas de diferentes morfologias. Ainda que várias pesquisas demonstrem que existam tais diferenças, não é possível generalizar as capacidades específicas de cada espécie vegetal (Brisson e Chazarenc, 2009). Tendo em vista estas considerações, pode-se dizer que a seleção de espécies vegetais em sistemas de *wetlands* construídos e fitorremediação é um importante componente de projeto e merece maior atenção.

Para se conhecer quais espécies seriam as melhores para remediar um determinado poluente ou grupo de poluentes, existem dois métodos mais comuns: (1) testar várias espécies e suas capacidades para remover um poluente e (2) investigar as plantas que ocorrem naturalmente em ambientes poluídos.

As pesquisas de Zhang *et al.* (2007), Wang *et al.* (2002) e Read *et al.* (2008) testaram em laboratório as capacidades de várias espécies de plantas em remover poluentes de águas contaminadas. Os resultados obtidos pelos autores demonstram que cada espécie investigada possui capacidades específicas para a remoção de poluente específico e sugerem plantas mais eficientes para a remoção de um determinado poluente.

Por outro lado, as pesquisas desenvolvidas por Dwivedi *et al.* (2008), Deng *et al.* (2004), Kim *et al.* (2003), Del Rio *et al.* (2002) e Cardwell *et al.* (2002) são exemplos de investigações em campo, conduzidas em diferentes países, que buscaram espécies de plantas ocorrendo em áreas contaminadas com capacidades específicas de remoção de poluentes. Em geral, os resultados destas pesquisas apresentaram espécies com diferentes capacidades de acumulação de elementos-traço adaptadas às condições regionais de cada local investigado.

O presente trabalho investigou a capacidade de diferentes espécies de macrófitas aquáticas, expostas a ambientes contaminados, em acumular diferentes metais-traço visando demonstrar as diferenças de potencial de acumulação e indicar espécies para serem empregadas em pesquisas futuras em sistemas de *wetlands* construídos e em fitorremediação.

## MATERIAIS E MÉTODOS

A presente pesquisa foi dividida em duas etapas: 1) coleta e identificação de macrófitas aquáticas; 2) análise de concentração de metais-traço nas espécies coletadas.

### PRIMEIRA ETAPA: COLETA E IDENTIFICAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Para a primeira etapa foram escolhidas três áreas onde macrófitas aquáticas ocorrem naturalmente: duas áreas urbanas contaminadas e uma área natural não contaminada. Esta abordagem visa comparar os resultados obtidos para as três áreas, tendo uma como controle e referencial de ambiente natural não poluído. Todas as áreas estão localizadas próximas ou na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

A primeira área estudada está localizada na lagoa da Pampulha (19°50'S, 43°59'O). Este reservatório possui bacia de drenagem de 97 km<sup>2</sup>, superfície de 2,4 km<sup>2</sup> e perímetro de 16 km. A lagoa recebe contribuições de 8 córregos: Mergulhão, Tijuco, Ressaca, Sarandi, Água Funda, Braúnas, da AABB e Olhos D'Água. Desde a década de 1970 a lagoa vem sofrendo eutrofização causada por lançamentos de efluentes domésticos e industriais não-tratados. Vários desses córregos afluentes carregam poluição para a lagoa e ainda poluição difusa de toda a área de drenagem da Pampulha. Um trecho de 370 m apresentando diversidade de espécies relevante foi selecionado como área de coleta. Espécies visualmente bem desenvolvidas foram coletadas em uma faixa de 10 m a partir da margem.

A segunda área, também dentro da bacia da Pampulha, é o córrego Mergulhão, um afluente da lagoa da Pampulha (19°52'S, 43°58'O). Este córrego, na data das campanhas de campo, apresentava todo o seu leito coberto por várias espécies de macrófitas aquáticas. Indústrias de pequeno e médio porte estão localizadas no entorno deste córrego, a maior delas sendo uma garagem de ônibus rodoviários. Em um trecho de 180 m foram coletadas espécies de macrófitas aquáticas.

As duas áreas urbanas são afetadas por poluição difusa ao longo de toda a bacia de drenagem.

A terceira área, Lagoa Comprida (19°22'S, 43°35'O), com 2 km de perímetro, foi escolhida como controle por ser o ponto mais próximo das duas áreas afetadas que não apresentava sinais de alterações antrópicas. A área está localizada em uma reserva natural protegida, o Parque Nacional da Serra do Cipó (31.733 ha). Inserido no complexo montanhoso do Espinhaço. É considerada uma região de extrema importância biológica pelo alto grau de endemismo da fauna e flora local. A área total do parque abrange os municípios de Jaboticatubas, Santana do Riacho, Morro do Pilar e Itambé do Mato Dentro, no estado de Minas Gerais. A área da Lagoa Comprida não é afetada por poluição urbana e, por isso, as concentrações de metais-traço encontradas nas plantas desta área serão consideradas como valores naturais, ou de referência, da região em estudo. As macrófitas aquáticas foram coletadas em um trecho de 300 m nas margens da lagoa.

Um representante de cada espécie foi coletado e fixado. Exsiccatas foram preparadas utilizando métodos de herborização e se encontram armazenadas no herbário do CETEC (Centro Tecnológico de Minas Gerais). As espécies foram identificadas por botânicos especialistas, consultas a livros técnicos (Lorenzi, 2000; Pott e Pott, 2000), assim como a Flora Brasiliensis (<http://florabrasiliensis.cria.org.br/index>). Também foram feitas comparações com exemplares de herbário do CETEC.

## **RESULTADOS DA PRIMEIRA ETAPA**

As investigações de campo nas três áreas permitiram a coleta de 33 diferentes espécies (12 na lagoa da Pampulha, 13 no córrego Mergulhão e 8 na lagoa Comprida), compreendendo um total de 17 gêneros e 16 famílias de macrófitas aquáticas. Cinco espécies pertencentes às famílias Poaceae (4 espécies) e Podostemaceae (1 espécie) não foram identificadas em nível de gênero e são apresentadas apenas pelos nomes das famílias. Outras macrófitas, por não apresentarem estruturas reprodutivas, não puderam ser identificadas em nível de espécie e são apresentadas apenas pelos gêneros. A Tabela 1 resume os resultados obtidos.

**Tabela 1: Famílias, gêneros e espécies encontrados nas três áreas de estudo.**

Famílias	Gêneros / Espécies	Áreas de estudo
Alismataceae	<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schltdl.	Lagoa da Pampulha
	<i>Sagittaria rhombifolia</i> Cham.	Lagoa Comprida
Amaranthaceae	<i>Alternanthera aquatica</i> (D.Parodi) Chodat	Lagoa da Pampulha
	<i>Alternanthera aquatica</i> (D.Parodi) Chodat	Córrego Mergulhão
Asteraceae	<i>Eclipta alba</i> (L.) L.	Lagoa da Pampulha
Brassicaceae	<i>Cardamine</i> sp.	Córrego Mergulhão
Commelinaceae	<i>Commelina</i> sp.	Lagoa da Pampulha
	<i>Commelina</i> sp.	Córrego Mergulhão
Cyperaceae	<i>Cyperus virens</i> Michx.	Córrego Mergulhão
Haloragaceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	Lagoa da Pampulha
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Lagoa Comprida
Menyanthaceae	<i>Ninphoides indica</i> (L.) Kuntze	Lagoa Comprida
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea ampla</i> (Salisb.) DC.	Lagoa Comprida
Onagraceae	<i>Ludwigia leptocarpa</i> H.Hara	Lagoa da Pampulha
	<i>Ludwigia elegans</i> (Cambess.) H.Hara	Córrego Mergulhão
Plantaginaceae	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Lagoa da Pampulha
Poaceae	Poaceae 1	Córrego Mergulhão
	Poaceae 2	Córrego Mergulhão
	Poaceae 3	Córrego Mergulhão
	Poaceae 4	Lagoa Comprida
Podostemaceae	Podostemaceae	Lagoa Comprida
Polygonaceae	<i>Polygonum persicaria</i> L.	Lagoa da Pampulha
	<i>Polygonum punctatum</i> Ell.	Lagoa da Pampulha
	<i>Polygonum punctatum</i> Ell.	Córrego Mergulhão
	<i>Polygonum</i> sp.	Lagoa Comprida
	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	Lagoa Comprida
	<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	Córrego Mergulhão
	<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth	Córrego Mergulhão
	<i>Rumex</i> sp.	Córrego Mergulhão
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Lagoa da Pampulha
	<i>Heteranthera reniformis</i> Ruiz & Pav.	Lagoa da Pampulha
	<i>Heteranthera reniformis</i> Ruiz & Pav.	Córrego Mergulhão
Typhaceae	<i>Typha angustifolia</i> L.	Lagoa da Pampulha

## SEGUNDA ETAPA: ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS-TRAÇO NAS ESPÉCIES COLETADAS

Os metais-traço selecionados para análise foram Cr, Cu, Ni, Pb, V e Zn. O principal argumento para a escolha destes elementos é sua relevante importância para as áreas de remediação ambiental e tratamento de águas e efluentes, especialmente pelos sistemas ditos naturais, como os wetlands construídos. Inúmeras pesquisas relacionando macrófitas aquáticas, wetlands construídos e remediação de metais-traço estão disponíveis no meio científico.

Para a análise de metais-traço, três indivíduos de cada espécie foram coletados nas áreas de estudo, lavados em água corrente para remoção dos sedimentos e detritos associados, divididos por órgãos vegetais (raízes, caules e folhas) sendo todo o material devidamente numerado.

Após a lavagem e separação, o material vegetal foi embalado em sacos de papel e seco em estufa a 60 °C por dois dias. Uma vez secas, as amostras foram trituradas individualmente em moinho *willey*. O material triturado foi pesado (0,100 g) em balança digital, sendo posteriormente submetido a digestão ácida. As amostras de material vegetal foram digeridas em 7 mL de solução ácida (1:3 - HClO<sub>4</sub>:HNO<sub>3</sub>) em chapa aquecedora a uma temperatura máxima de 200 °C, por no máximo 4 horas. O resíduo da digestão foi diluído em 25 mL de água deionizada e filtrado em filtro de papel para composição das amostras finais. As amostras foram processadas na Unidade de Crescimento de Plantas (UCP), do Departamento de Biologia Vegetal, da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

As concentrações de metais/metaloídeos nas amostras diluídas foram determinadas em Espectrômetro de Emissão Óptica em Plasma Induzido (ICP Optima 3300DV, PerkinElmer Corporation), no Departamento de Solos da UFV. As amostras padrão para todos os elementos foram preparadas no laboratório de solos da UFV, e usadas para calibração e aferição. Os limites de detecção para os elementos analisados, em µg/kg, foram: Cr (2), Cu (0,4), Ni (5), Pb (10), V (0,5) e Zn (1).

## RESULTADOS DA SEGUNDA ETAPA

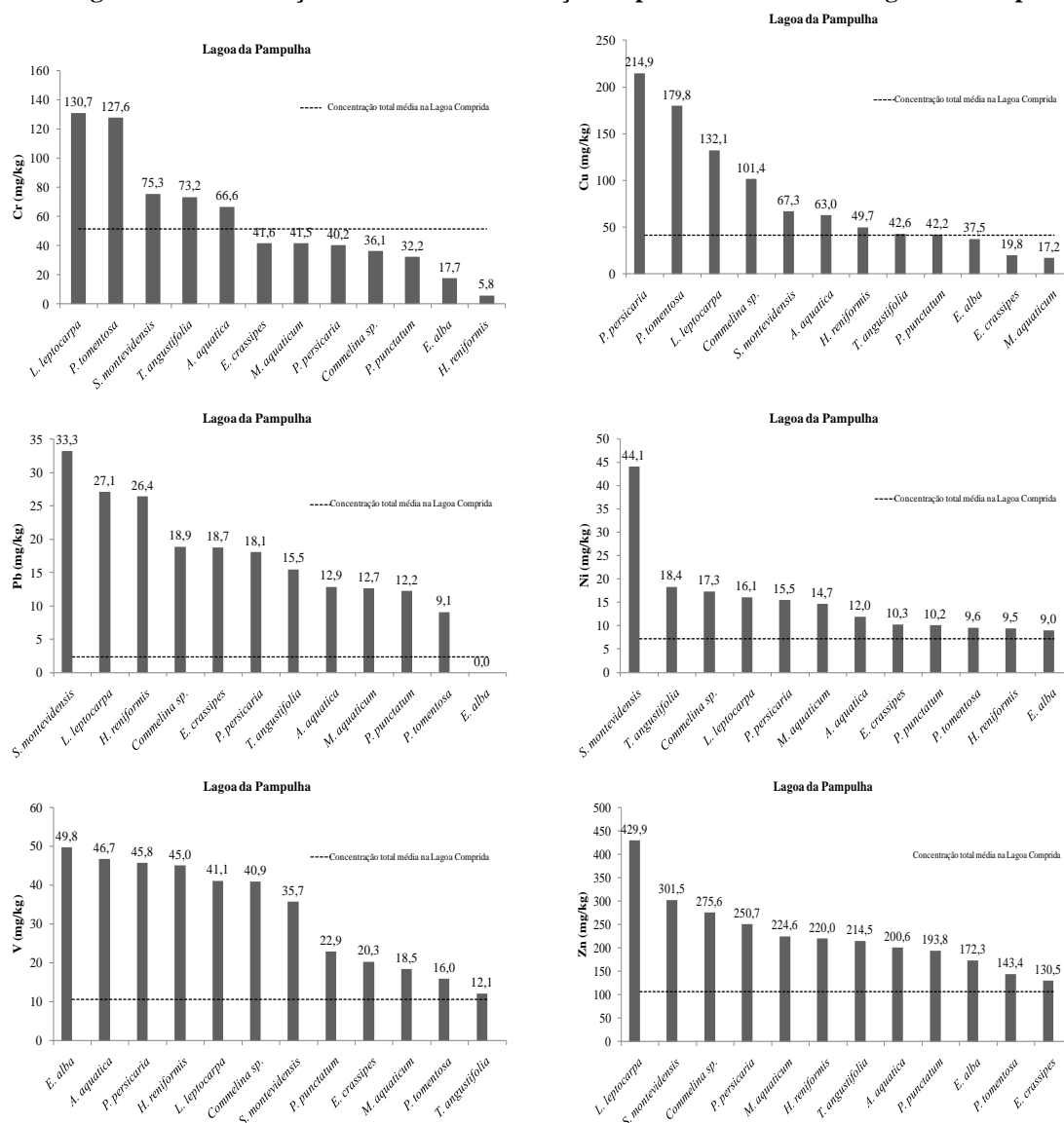
Os resultados das concentrações de metais acumulados pelas plantas foram apresentados em gráficos baseados na biomassa seca (miligramas por quilo - mg/kg). Os gráficos referem-se às concentrações totais de cada metal em cada planta coletada nas diferentes áreas amostradas. Os resultados foram obtidos através da soma das concentrações encontradas em raízes, caules e folhas.

As variações nas concentrações dos elementos químicos e nas espécies encontradas nas áreas amostradas são apresentadas nas Figuras 1 e 2.

Nos gráficos de concentração total de elementos-traço nas plantas, os valores obtidos nas duas áreas urbanas são comparados com a concentração média encontrada na Lagoa comprida, área não contaminada usada como controle. Tal abordagem oferece uma referência das concentrações naturais da região estudada para comparação com as concentrações encontradas nas áreas urbanas. Serão discutidos os valores obtidos para as duas áreas urbanas, uma vez que foram encontradas espécies com características (morfologia e tipo de crescimento) mais adequadas ao emprego em wetlands construídos.

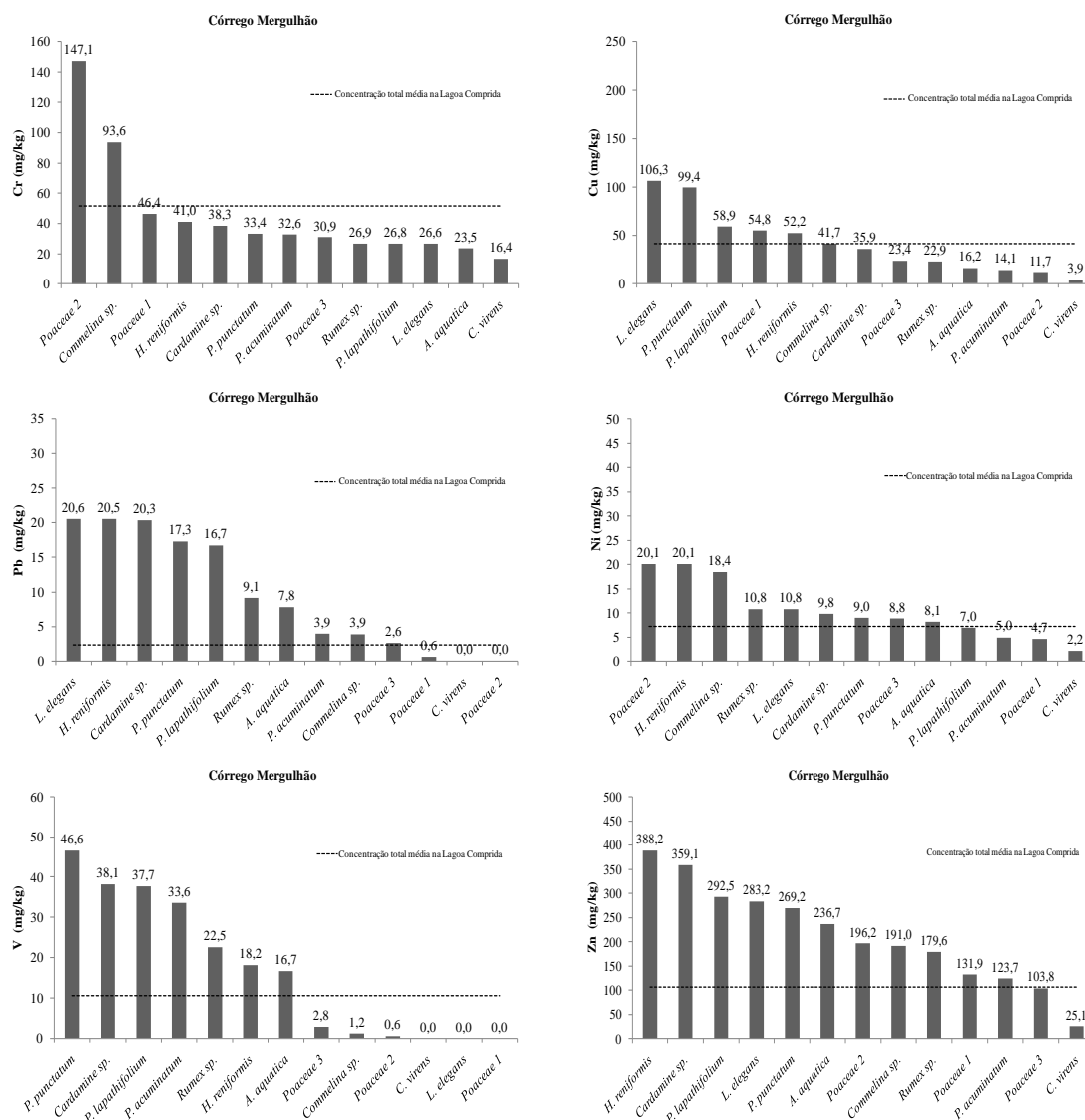
Dados de toxicidade relativa para os elementos químicos em estudo, encontrados em Kabata-Pendias e Pendias (2001), também são apresentados para servir como referência de concentrações tóxicas para vegetais.

Figura 1: Concentrações totais de metais-traço nas plantas coletadas na lagoa da Pampulha.



Os limites de toxicidade para cromo em vegetais variaram entre 5 e 30 mg/kg de massa seca e os valores usuais de cromo em vegetais são da ordem de 0,1 a 0,5 mg/kg de massa seca (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). A concentração total do elemento cromo nas plantas investigadas variou entre 5,8 e 147,1 mg/kg, atingindo o valor máximo na amostra de Poaceae 2, no córrego Mergulhão. *Ludwigia leptocarpa* (130,7 mg/kg), *P. tomentosa* (127,6 mg/kg), *Commelina sp.* (93,6 mg/kg), *S. montevidensis* (75,3 mg/kg), *T. angustifolia* (73,2 mg/kg) e *A. aquatica* (66,6 mg/kg) também se distinguiram com concentrações acima da média da Lagoa Comprida.

Os limites de toxicidade para cobre em vegetais variam de 20 a 100 mg/kg de massa seca e os valores usuais de cromo em vegetais são da ordem de 5 a 30 mg/kg de massa seca (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). A maior concentração total de cobre foi encontrada na espécie *P. persicaria* e *P. tomentosa* na Lagoa da Pampulha (214,9 e 179,8 mg/kg respectivamente). A menor concentração foi observada em *M. aquaticum* (Lagoa da Pampulha) e *C. virens* (Córrego Mergulhão) (17,2 e 3,9 mg/kg respectivamente). Dentre as espécies encontradas *P. punctatum* (99,4 mg/kg), *L. elegans* (106,3 mg/kg), *L. leptocarpa* (132,1 mg/kg) e *Commelina sp.* (101,4 mg/kg) também despontam como espécies interessantes para pesquisas sobre fitorremediação de cobre.

**Figura 2: Concentrações totais de metais-traço nas plantas coletadas no Córrego Mergulhão.**

Os limites de toxicidade para chumbo em vegetais variam de 30 a 300 mg/kg de massa seca e seus valores usuais em vegetais são da ordem de 5 a 10 mg/kg de massa seca (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). As concentrações de chumbo nas plantas coletadas variaram entre não detectáveis e 33,3 mg/kg. A maior concentração ocorreu em *S. montevidensis*, coletada na lagoa da Pampulha. *L. leptocarpa* (27,1 mg/kg), *L. elegans* (20,6 mg/kg), *H. reniformis* (26,4 mg/kg na lagoa da Pampulha e 20,5 mg/kg no córrego Mergulhão) e *Cardamine* sp. (20,3 mg/kg) apresentaram as mais elevadas concentrações de chumbo. A maioria das amostras coletadas em ambas as áreas contaminadas, mostraram concentrações acima da média da Lagoa Comprida para chumbo.

Para níquel, os limites de toxicidade em vegetais variam de 10 a 100 mg/kg de massa seca e os valores usuais de níquel em vegetais são da ordem de 0,1 a 5 mg/kg de massa seca (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). As concentrações totais de níquel nas macrófitas analisadas variaram entre 2,2 e 20,1 mg/kg, exceto na espécie *S. montevidensis* (44,1 mg/kg) que se destaca com potencial para pesquisas mais detalhadas sobre este assunto, tanto para níquel quanto para outros metais-traço.

Para vanádio, os limites de toxicidade em vegetais variam de 5 a 10 mg/kg de massa seca e os valores usuais de níquel em vegetais são da ordem de 0,2 a 1,5 mg/kg de massa seca (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). As concentrações totais de vanádio variaram de não detectáveis a 49,8 mg/kg em *E. alba*, coletada na Lagoa da Pampulha. Todas as espécies analisadas na Lagoa da Pampulha apresentaram concentrações deste elemento-



traço acima da média da Lagoa Comprida. Já no Córrego Mergulhão, os destaques acima da média da Lagoa comprida são: *P. punctatum* (46,6 mg/kg), *Cardamine* sp. (38,1 mg/kg), *P. lapathifolium* (37,7 mg/kg), *P. acuminatum* (33,6 mg/kg), *Rumex* sp. (22,5 mg/kg), *H. reniformis* (18,2 mg/kg), *A. aquatica* (16,7 mg/kg).

Para zinco, os limites de toxicidade em vegetais variam de 100 a 400 mg/kg de massa seca e os valores usuais de zinco em vegetais são da ordem de 27 a 150 mg/kg de massa seca (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). Uma grande variação da concentração total de zinco foi encontrada nas espécies estudadas. A maior concentração encontrada foi em *L. leptocarpa* (429,9 mg/kg) na Lagoa da Pampulha, seguida por *H. reniformis* (388,2 mg/kg) no córrego Mergulhão. As concentrações encontradas nas plantas da Lagoa Comprida foram bastante diferentes das encontradas nas duas áreas urbanas.

## DISCUSSÃO

As investigações de campo ocorreram em setembro de 2009, nas três áreas. Neste mês, final do período seco, esperava-se que as concentrações dos elementos químicos em estudo alcançassem suas concentrações mais elevadas, refletindo em maior acumulação nas plantas dos locais amostrados.

Algumas limitações estão impostas sobre esta abordagem, uma vez que não é objetivo da presente pesquisa avaliar os valores de toxicidade para cada planta coletada. Sendo assim, não é simples comparar os limites de toxicidade para cada espécie em estudo com as concentrações consideradas elevadas ou baixas. Até porque, as macrófitas aquáticas apresentam maior tolerância a compostos tóxicos do que os vegetais de culturas agrícolas usados como referência Kabata-Pendias e Pendias (2001). Outra limitação a esta análise é que as espécies vegetais variam individualmente com relação à tolerância a compostos tóxicos e mecanismos de assimilação.

Não foi possível comparar os dados obtidos com as concentrações dos mesmos elementos-traço em água e sedimentos circunvizinhos às plantas. Dados secundários não foram encontrados e o escopo desta pesquisa não previa a execução destas análises, tendo em vista o tempo de duração necessários à execução de um estudo mais aprofundado.

Vários dos gêneros coletados nesta investigação também foram foco de outras pesquisas. Os mais estudados são *Typha* sp., *Myriophyllum* sp., *Eichhornia* sp. e *Polygonum* sp., que tem sido amplamente testados para a remoção de vários contaminantes com resultados positivos (Best *et al.*, 1997; Williams, 2002; Wang *et al.*, 2002; Weis and Weis, 2004; Dhir *et al.*, 2009; Hussain *et al.*, 2009; Rai, 2009).

*Polygonum amphibium* foi encontrado por Ali *et al.* (1999) ocorrendo naturalmente no Lago Nainital, Índia. Nesta pesquisa, esta espécie apresentou as seguintes concentrações de metais: 1.6 mg/kg (Cr), 47 mg/kg (Cu), 13 mg/kg (Ni), 24 mg/kg (Pb), 34 mg/kg (Zn). *Polygonum thunbergi*, investigado por Kim *et al.* (2003) em áreas contaminadas, Coreia, mostraram concentrações variando de 348.4 a 863.2 mg/kg (Cu), 101.6 a 320.8 mg/kg (Pb) e 736.2 a 2427.3 mg/kg (Zn).

Dentre 12 plantas aquáticas investigadas por Deng *et al.* (2004), ocorrendo em áreas contaminadas na China, *Typha latifolia* foi a espécie que apresentou as mais elevadas concentrações de Pb (3256 mg/kg) e Zn (3089 mg/kg) em raízes.

*E. crassipes* e *Eclipta alba* foram encontradas por Dwivedi *et al.* (2008) ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas por cinzas de carvão na Índia. *E. alba* apresentou as maiores concentrações de todos os metais-traço analisados 14 mg/kg (Cr), 22 mg/kg (Cu), 181 mg/kg (Pb), 48 mg/kg (Zn).

*Cardamine amara* e outras 12 espécies, ocorrendo em áreas contaminadas na Polônia foram estudadas por Samecka-Cymerman e Kempers (2000). As concentrações médias de metais em todas as plantas variaram de 0 - 40 mg/kg (Cr), 0 - 70 mg/kg (Cu), 0 - 65 mg/kg (Ni), 0 - 225 mg/kg (Pb), 0 - 40 mg/kg (V) e 0 - 540 mg/kg (Zn).

Gêneros semelhantes foram encontrados por Del Rio *et al.* (2002) ocorrendo naturalmente em áreas contaminadas por metais no sul da Espanha. As concentrações de metais nestas plantas foram: *Plantago* sp. 22 mg/kg (Cu); 58 mg/kg (Pb), 381 mg/kg (Zn); *Rumex pulcher* 22 mg/kg (Cu), 22 mg/kg (Pb), 109 mg/kg (Zn); *Cyperus rotundus* 27 mg/kg (Cu), 11 mg/kg (Pb), 196 mg/kg (Zn); *Polygonum aviculare* 17 mg/kg (Cu), 14 mg/kg (Pb), 113 mg/kg (Zn).



*Polygonum* sp., *Typha* sp., *Rumex* sp., *Nymphoides* sp., *Ninphaea* sp., *Myriophyllum* sp. e *Cyperus* sp., foram encontradas por Cardwell *et al.* (2002) em áreas urbanas contaminadas na Austrália. As plantas encontradas por estes pesquisadores apresentaram concentrações de metais em raízes e folhas muito similares aos apresentados por esta pesquisa.

Investigações em campo possuem certas limitações para o entendimento dos mecanismos específicos de remoção de metais e para a decisão final sobre as plantas com maior potencial para esta finalidade. Os resultados podem ser afetados pela distribuição heterogênea dos poluentes no ambiente. Diferenças no ciclo de crescimento e outros fatores ambientais também precisam ser considerados (Kim *et al.*, 2003). Desse modo, pesquisas mais detalhadas são necessárias para se entender os mecanismos de remoção de metais nas diferentes plantas aquáticas encontradas por levantamentos de campo.

A eficiência de remoção de nutrientes ou metais em sistemas de fitorremediação e wetlands construídos está relacionada à capacidade extratora das plantas. A capacidade extratora, ou capacidade de extração, é obtida pelo produto da concentração de nutrientes absorvidos e a produtividade de biomassa da planta (Matos *et al.*, 2010). Desse modo, uma espécie para plantio nestes sistemas deve ser selecionada com base em sua elevada capacidade de absorção de poluentes e sua alta produtividade de biomassa.

## CONCLUSÕES

As macrófitas aquáticas possuem diferentes capacidades para acumulação de diferentes poluentes e a remoção de poluentes em wetlands construídos e sistemas de fitorremediação pode ser aperfeiçoada e maximizada pela seleção criteriosa de espécies de macrófitas aquáticas.

As espécies coletadas nas duas áreas urbanas apresentaram concentrações de elementos-traço superiores às concentrações das espécies coletadas na área natural preservada, a Lagoa Comprida. Estes resultados mostram que os dois ambientes urbanos são afetados por poluição e que os elementos-traço em questão estão presentes nestes ambientes. Os gêneros *Cardamine* sp., *Commelina* sp., *Eclipta* sp., *Eichhornia* sp., *Heteranthera* sp., *Ludwigia* sp., *Plantago* sp., *Polygonum* sp., *Sagittaria* sp e *Typha* sp. destacam-se como merecedoras de atenção e pesquisas futuras para emprego em wetlands construídos. Estabelecer uma classificação de potencial ou eficiência de remoção de metais-traço entre as várias espécies vegetais é um desafio que ainda permanece e que necessita de pesquisas mais detalhadas para ser estabelecido.

## RECOMENDAÇÕES

Para se escolher a melhor espécie ou para criar uma comunidade vegetal em sistemas de fitorremediação ou wetlands construídos, as espécies apontadas pelas investigações de campo, deverão ser testadas individualmente em laboratório e em sistemas em escala piloto. Os mecanismos pelos quais os poluentes são removidos por cada espécie vegetal precisam ser claramente elucidados e o projeto dos sistemas deve levar em conta estes mecanismos. A capacidade extratora das espécies deve ser estudada para encontrar as plantas mais eficientes para remoção dos variados elementos-traço. Investigações em campo devem prever a coleta e análise de vegetais em triplicata, bem como a coleta e análise de água e sedimentos circunvizinhos aos vegetais coletados, em campanhas de amostragem de ampla duração, para permitir testes estatísticos e conhecer as taxas de translocação e coeficientes de bioacumulação.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALI, M. B.; TRIPATHI, R. D.; RAI, U. N.; PAL, A.; SINGH, S. P. Physico-chemical characteristics and pollution level of lake Nainital (U.P., India): role of macrophytes and phytoplankton in biomonitoring and phytoremediation of toxic metal ions. *Chemosphere*, v. 39, p. 2171-2182, 1999.
2. BEST, E. P.; ZAPPI, M. E.; FREDRICKSON, H. L.; SPRECHER, S. L.; LARSON, S. L.; OCHMAN, M. Screening of aquatic and wetland plant species for phytoremediation of explosives- contaminated groundwater from the Iowa Army Ammunition Plant. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 829, p. 179-194, 1997.
3. BRISSON, J; CHAZARENC, F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the Total Environment*. v. 407, p. 3923-3930, 2009.

4. CARDWELL, A. J.; HAWKER, D. W.; GREENWAY, M. Metal accumulation from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, v. 48, p. 653-663, 2002.
5. COOPER, P. Constructed wetlands after 25 years of application: A review of the developments that we have made and the problems that we still have to overcome. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Venice. Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control. Venice: IWA, 2010.
6. DEL RÍO, M.; FONT, R.; ALMEDA, C.; VÉLEZ, D.; MONTORO, R.; BAILÓN, A. D. H. Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the Guadamar river area after the toxic spill of the Aznalcóllar mine. *Journal of Biotechnology*, v. 98, p. 125-137, 2002.
7. DENG, H.; YE, Z. H.; WONG, M. H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environmental Pollution*, v. 132, p. 29-40, 2004.
8. DHIR, B.; SHARMILA, P.; SARADHI, P. P. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. *Critical Reviews in Envir. Sci. and Tech.*, v. 39, p. 754-781, 2009.
9. DWIVEDI, S.; SRIVASTAVA, S.; MISHRA, S.; DIXIT, B.; KUMAR, A.; TRIPATHI, R. D. Screening of native plants and algae growing on fly-ash affected areas near National Thermal Power Corporation, Tanda, Uttar Pradesh, India for accumulation of toxic heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, v. 158, p. 359-365, 2008.
10. FLORA BRASILIENSIS. Disponível em: <http://florabrasiliensis.cria.org.br/index>. Acesso em: 15 de outubro de 2010.
11. HUSSAIN, S.; SIDDIQUE, T.; ARSHAD, M.; SALEEM, M. Bioremediation and phytoremediation of pesticides: recent advances. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 39, p. 843-907, 2009.
12. KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace Elements in soils and plants. 3. Ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.
13. KIM, I. S.; KANG, K. H.; JOHNSON-GREEN, P.; LEE, E. J. Investigation of metal accumulation in *Polygonum thunbergii* for phytoextraction. *Environmental Pollution*, v. 126, p. 235-243, 2003.
14. LORENZI, H. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 3. ed. Nova Odessa: Plantarum, 624p.
15. MATOS, A.; ABRAHÃO, S.; MONACO, P.; SARMENTO, A.; MATOS, M. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 1311-1317, 2010.
16. POTT, V.J.; POTT, A. Plantas aquáticas do Pantanal. Brasília, Embrapa, 404 p.
17. RAI, P. K. Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 39, p. 697-753, 2009.
18. READ, J.; WEVILL, T.; FLETCHER, T.; DELETIC, A. Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Water Research*, p. 42, p. 893-902, 2008.
19. SAMECKA-CYMERMAN, A.; KEMPERS, A. J. Bioindication of heavy metals with aquatic macrophytes: the case of a stream polluted with power plant sewages in Poland. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, v. 62, p. 57-67, 2000.
20. WANG, Q.; CUI, Y.; DONG, Y. Phytoremediation of polluted waters potentials and prospects of wetland plants. *Acta Biotechnologica*, v. 22, p. 199-208, 2002.
21. WEIS, J. S.; WEIS, P. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environmental International*, v. 30, p. 685-700, 2004.
22. WILLIAMS, J. B. Phytoremediation in wetland ecosystems: progress, problems, and potential. *Critical Reviews in Plant Sciences*, v. 21, p. 607-635, 2002.
23. ZHANG, X.; LIU, P.; YANG, Y.; CHEN, W. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes. *Journal of Environmental Sciences*, v. 19, p. 902-909, 2007.