



SPIRODELA POLYRHIZA NA FITORREMEDIAÇÃO E PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO

Andréia da Paz Schiller¹, Daniel Schwantes², Affonso Celso Gonçalves Jr.³, Jéssica Manfrin⁴, Marcelo Ângelo Campagnolo⁵, Thaisa Dullius⁶, Valdemir Aleixo⁷, Alfredo Richart⁸ e Eduardo Souza Tejada⁹

Resumo: O objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência do pós-tratamento de efluente doméstico por meio do cultivo da macrófita aquática *Spirodela polyrhiza*. O volume de 250 L de efluente previamente tratado foi colocado em um reator de polietileno com 1,05 m de diâmetro no qual as macrófitas permaneceram pelo período de 42 dias. Determinou-se os teores de Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Cd e Pb no efluente e nos tecidos da macrófita a cada 7 dias. Observou-se remoções máximas de 4, 20 e 47% para K, Ca e Mg respectivamente. Micronutrientes não foram detectados no efluente, entretanto observou-se a diluição dos teores iniciais desses elementos nos tecidos da própria planta durante o experimento. As concentrações de Fe, Pb e Cd oscilaram no efluente durante o tempo de detenção hidráulica, possivelmente em função da senescência de algumas plantas que devolvem ao meio aquoso os elementos anteriormente absorvidos. No geral a *Spirodela polyrhiza* se demonstrou eficiente no pós-tratamento do efluente doméstico utilizado, pois as plantas absorveram altos níveis de nutrientes. No entanto, no Brasil estudos com essa espécie aquática são escassos, por isso, mais estudos com essa macrófita, são necessários.

Palavras-chave: Águas residuárias. Remoção de metais. Macrófitas. Pós-tratamento.

1 Introdução

De acordo com Putti et al. (2015), os efluentes são o resultado da utilização da água pelo homem, essas águas residuárias são geradas nas mais variadas atividades, oscilando quanto as suas características físicas, químicas e biológicas, o que torna o tratamento dessas águas residuárias de fundamental importância.

Abdel-Raouf, Homaidan e Ibraheem (2012), explicam que os processos tradicionais de tratamento de efluentes domésticos têm por finalidade eliminar os materiais que sedimentam facilmente e oxidar o material orgânico presente, sendo o

resultado final um efluente claro, aparentemente limpo, que é lançado em corpos hídricos. Esses autores salientam ainda que esse efluente secundário, no entanto, pode provocar eutrofização dos corpos hídricos, devido a elevada carga de nitrogênio e fósforo, e que, além disso, provocam problemas posteriores, devido ao fato de possuírem metais pesados que não são removidos pelos tratamentos convencionais.

A presença desses metais (micronutrientes, macronutrientes e metais tóxicos) nos corpos hídricos pode em determinadas quantidades, provocar acumulação e bioacumulação na cadeia

¹E-mail: andreia.schiller@hotmail.com

UNIOESTE – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Rua Pernambuco, 1777 – Centro. CEP 85.960-000 – MARECHAL CÂNDIDO RONDON - PR, Brasil

²E-mail: daniel.schwantes@hotmail.com

³E-mail: affonso133@hotmail.com

⁴E-mail: jessicamanfrinn@gmail.com

⁵E-mail: campagnolo.m@hotmail.com

⁶ E-mail: isadullius@hotmail.com

⁷E-mail: valdemir.aleixo@pucpr.br

⁸E-mail: alfredo.richart@hotmail.com

⁹E-mail: dudatejada@hotmail.com

trófica. No caso dos metais tóxicos, tais como Pb e Cd, mesmo pequenas concentrações podem causar danos aos organismos, devido a sua toxicidade (AUGUSTO et al., 2014).

Diante disso, os sistemas tradicionais de tratamento de efluentes, podem ser complementados com o pós-tratamento, que pode passar a constituir a terceira etapa do tratamento dos efluentes tratados tradicionalmente (BAWIEC, PAWĘSKA; PULIKOWSKI, 2016).

O pós-tratamento de águas residuárias por plantas aquáticas, por exemplo, pode auxiliar nesse sentido, sendo esse um processo que surgiu recentemente e que visa diminuir o teor de macronutrientes, micronutrientes e metais pesados ainda presentes no efluente após o tratamento convencional. O uso dessas plantas no pós-tratamento de efluentes tem como base o mecanismo de absorção, metabolismo, tolerância e remoção de impurezas por parte das plantas (TRAN; VAN, 2016).

Dessa forma, as substâncias orgânicas e inorgânicas que são libertadas para o ambiente após o tratamento convencional, que conduzem a poluição e eutrofização dos corpos hídricos podem ser removidas pelo sistema radicular das macrófitas, deixando o efluente passível de lançamento no corpo receptor (ABDEL-RAOUF, HOMAIDAN, IBRAHEEN, 2012).

Nesse sentido, algumas macrófitas aquáticas, tais como a *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* L. e a *Salvinia auriculata*, têm sido avaliadas quanto ao desempenho removedor de macronutrientes, micronutrientes e metais pesados em diferentes efluentes. Vários autores obtiveram resultados promissores, demonstrando um bom desempenho dessas plantas para essa finalidade.

Estudos de Rezania et al. (2016) e de Tran e Van (2016), por exemplo, demonstraram alta eficiência de algumas macrófitas no tratamento e pós tratamento de efluentes. Muradov et al. (2014) em seus estudos, também verificaram a eficiência da lentilha d'água e da azolla no tratamento de águas residuais suínícolas. Esses autores observaram que ambas macrófitas aquáticas, absorveram eficientemente os nutrientes N e P das águas residuais, os mesmos salientaram que essas plantas podem complementar de forma vantajosa os tratamentos convencionais. Outra vantagem da aplicação dessas macrófitas para a biorremediação relaciona-se com sua capacidade de inibir eficientemente o

crescimento de populações de microalgas e cianobactérias, produzindo uma grossa camada na superfície da água, impedindo a penetração da luz.

Outros autores, tais como Akinbile e Youseff (2012) estudaram a eficiência das macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* na adequação dos parâmetros de efluentes da aquicultura, sendo que esses autores obtiveram alta eficiência de remoção de turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio, nitrito, fosfato e amônia para ambas macrófitas aquáticas.

No entanto esses estudos estão baseados principalmente na remoção de nitrogênio e fósforo durante o tratamento e pós-tratamento de efluentes domésticos, não considerando outras possibilidades de remoção, tais como a remoção de macronutrientes, micronutrientes e metais tóxicos do efluente (MURADOV et al., 2014)

Além disso, existem outras macrófitas aquáticas, as quais foram menos estudadas quanto ao potencial removedor de nutrientes, macronutrientes, micronutrientes e metais pesados em efluentes. Esse é o caso das lentilhas d'água (LOVESON; SIVALINGAM; SYAMKUMAR, 2013), que são muito testadas em países europeus para outras finalidades, tais como a produção de biocombustíveis devido a sua capacidade de acumular elevadas taxas de amido (WANG et al., 2014).

A *Spirodela polyrhiza*, por exemplo, é uma lentilha d'água que embora esteja presente em quase todos os continentes, não foi muito estudada quanto ao seu potencial de remoção de substâncias de efluentes. Essa macrófita é considerada uma pequena planta aquática flutuante, seu tamanho varia de 2 a 10 mm (KOZLOFF; BEIDLEMAN, 1994), pertencendo a mesma à subfamília Lemnaceae, vulgarmente conhecida como lentilha d'água. Essas são as menores, de mais rápido crescimento e morfológicamente mais simples plantas de floração. Além do fácil e rápido crescimento, possuem lignina e elevado teor de energia sob a forma de amido facilmente fermentável (40-70% de biomassa) (WANG et al., 2014).

A *Spirodela polyrhiza* cresce em superfícies ricas em nutrientes e em águas frescas, sendo essas macrófitas conhecidas pela sua eficiência em absorção de nutrientes e rápida multiplicação (KRISHNA; POLPRASERT, 2008; LOVESON; SIVALINGAM; SYAMKUMAR, 2013; WANG et al., 2014).

De acordo com os estudos realizados por Loveson, Sivalingam e Syamkumar (2013), no sul da Índia, as lentilhas d'água, possuem potencial inclusive na remoção de metais pesados de águas contaminadas. Esses autores verificaram que as macrófitas foram capazes de reduzir substancialmente teores de chumbo (Pb), cobre (Cu), zinco (Zn), cromo (Cr), mercúrio (Hg), cobalto (Co), manganês (Mn), níquel (Ni), Cádmiio (Cd) e Ferro (Fe) de água poluída.

Contudo, devido ao fato de estudos com essas macrófitas aquáticas serem escassos, e da necessidade de adequação dos efluentes domésticos após o tratamento convencional, o objetivo do presente estudo foi avaliar o desempenho da remoção de K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Mn, Pb, Cd e Cr no pós tratamento de efluente doméstico por meio do cultivo da macrófita aquática flutuante *Spirodela polyrhiza*.

2 Metodologia

2.1 Sistema experimental

O experimento foi desenvolvido entre março e maio de 2016, compreendendo um período de avaliação de 60 dias, sendo 15 dias destinados à ambientação das macrófitas, 42 dias de tempo de tempo de detenção hidráulica (TDH), monitoramento e avaliações em laboratório, e três dias para preparo de material e avaliações de macronutrientes, micronutrientes e metais pesados.

A instalação do experimento ocorreu nas dependências da Pontifícia Universidade Católica do Paraná PUC PR campus Toledo, e as avaliações foram realizadas conjuntamente no laboratório de química ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) campus Marechal Cândido Rondon, e no Laboratório de avaliações ambientais da PUC PR campus Toledo.

2.2 Origem do resíduo líquido utilizado (efluente)

O efluente tratado para uso no experimento foi cedido pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e a coleta foi realizada na unidade localizada no município de Assis Chateaubriant, localidade situada a 40 km de distância de Toledo PR.

O efluente foi transportado em bombonas plásticas de 50 e 60 litros até à PUCPR e após o transporte o efluente foi disposto em 1 reator de polietileno com 1,05 m de diâmetro e capacidade para 310 L, no qual foram acomodadas as macrófitas já ambientadas.

2.3 Coleta, adaptação e inoculação das macrófitas

As macrófitas aquáticas foram coletadas na nascente da Sanga Pitanga em Toledo/PR que está localizada em propriedade privada, caracterizada como um sistema natural não degradado, possuindo abundância dessa macrófita na superfície das suas águas.

As plantas passaram por ambientação durante 15 dias. Para isso as macrófitas foram dispostas em um reator com as mesmas características daquele com o qual foi realizado o experimento posteriormente. O reator continha uma mistura com a proporção: 20% de efluente (o mesmo utilizado posteriormente durante o TDH), e 80% de água proveniente da própria sanga Pitanga que foi transportada por meio de bombonas plásticas.

2.4 Instalação e operação de reator

O reator (*wetland*) foi instalado nas dependências da Pontifícia Universidade Católica do Paraná PUC PR campus Toledo, ao ar livre, ficando exposto às condições naturais do ambiente, tais como chuvas e variações de temperatura, a fim de aproximar as condições experimentais das condições naturais de um sistema de tratamento convencional. O experimento foi realizado de forma intermitente (em batelada).

2.5 Processo de monitoramento

Amostras do efluente e da macrófita foram coletadas no reator a cada 7 (sete) dias, durante o período de 42 dias, totalizando 7 coletas, todas no período vespertino, entre 13:00 e 14:00. As amostragens foram realizadas utilizando frascos autoclavados, os quais foram armazenados em refrigeradores a 0 °C.

Com a mesma periodicidade foi amostrado aleatoriamente o tecido vegetal que era composto de folhas e raízes. Não

foram separadas as folhas das raízes, pelo fato de a macrófita utilizada no experimento possuir pequenas folhas e minúsculas raízes.

2.6 Avaliações realizadas nas plantas e efluente

As macrófitas foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C durante 48 h, após a secagem, as plantas (folhas e raízes) foram moídas em moinho tipo Willy, e posteriormente foram submetidas à digestão nitroperclórica (AOAC, 2005).

Após a digestão ácida, foram determinados os teores de Ca, Mg, K, Cu, Zn, Fe, Mn, Pb e Cd presentes no tecido vegetal, as determinações ocorreram por meio de espectrometria de absorção atômica, modalidade chama (EAA/chama) modelo GBC 932 AA (Victoria, Austrália) com lâmpada de deutério para correção de fundo (WELZ; SPERLING, 1999), procedimentos que foram realizados nas dependências da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) campus Marechal Cândido Rondon.

As determinações de metais no efluente foram realizadas pela mesma metodologia, e foram determinados Ca, Mg, K, Cu, Zn, Fe, Mn, Pb e Cd. Além disso, foi determinado, em campo, por meio de uma sonda multiparâmetro (HANNA instruments), a temperatura e pH do meio líquido, realizadas no momento da coleta das macrófitas e do efluente. A chuva e temperatura média relativa do ar no período foram registradas por meio da estação climatológica da PUCPR campus Toledo.

Os limites de quantificação (LQ) do método utilizado para leituras de metais foi de 0,005 para o Cu, Zn, Cd e Mg; de 0,01 para o Mn, Fe, Pb e de 0,1 para o Ca e o K, todas as avaliações tendo sido realizadas em triplicata.

3 Resultados e discussão

3.1 Condições climatológicas experimentais

A temperatura média do ar, a temperatura registrada do efluente e a chuva registrada durante o TDH estão representadas em Schiller et al. (2017).

As variações de temperatura ocorridas no efluente durante o TDH podem ter ocorrido devido a exposição das paredes do *wetland* a fatores externos. Fatores hidrológicos como a chuva, evapotranspiração, interferem na eficiência do desempenho do sistema *wetland*, em alguns meses do ano, devido a altas temperaturas, grande parcela do efluente pode evapotranspirar (SOUSA et al., 2004).

Dessa forma as chuvas e a temperatura do ar podem ter interferido nas variações de temperatura do efluente, influenciando assim os processos biogeoquímicos e controlando o consumo de nutrientes (WARD et al., 2013).

3.2 pH do meio líquido

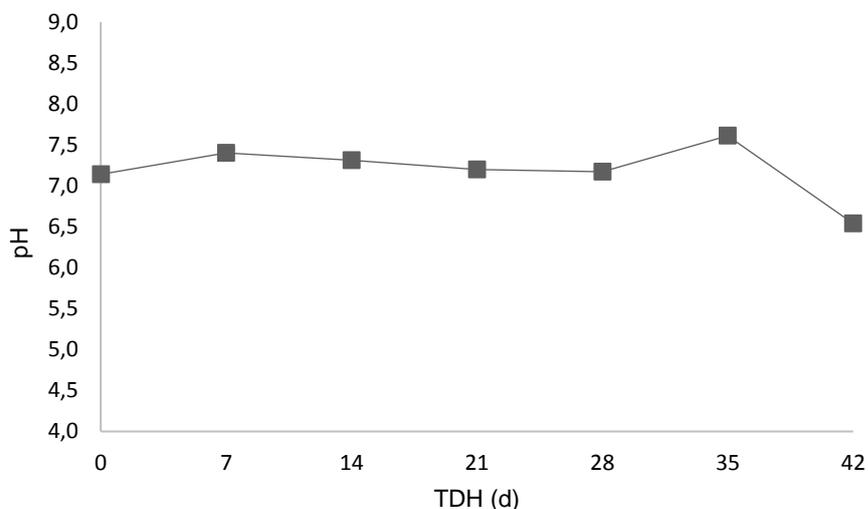
Foram obtidos neste estudo valores de pH que estão de acordo com a resolução n° 375 (CONAMA, 2005), que estabelece limites de 6,00 a 9,00 para águas doces de Classe 2. O efluente doméstico fitorremediado apresentou valores de pH mínimo e máximo de 6,54 à 7,60, respectivamente (Figura 1).

Dentre os valores de pH, apenas na última amostragem ele não foi considerado ótimo para atividades e desenvolvimento de microrganismos (REZANIA et al., 2016). Além disso, essa faixa de pH está próxima de 7, que é considerado o pH ideal para o desenvolvimento da *Spirodela polyrhiza* (MCLAY, 1976).

Akinbile e Yusoff (2012) registraram em seus estudos queda expressiva de pH quando oxigenaram artificialmente o efluente em tratamento por dois tipos de macrófitas aquáticas. Dessa forma, a queda de pH registrada na última amostragem pode estar relacionada com maiores entradas de oxigênio dissolvido (OD) no meio aquático, por meio do turbilhonamento que pode ter ocorrido durante a chuva registrada anteriormente a esse período (SCHILLER et al., 2017).

Contudo, o pH é um parâmetro fundamental, pois de acordo com Edokpayi et al. (2016), influencia diretamente na especiação química dos metais em meio líquido.

Figura 1 - Variação do pH do efluente durante o TDH (d) mediante cultivo da espécie *Spirodela polyrhiza* como pós-tratamento



Fonte: Os autores (2017)

3.3 Macronutrientes (K, Ca, Mg)

Ao final do tratamento a quantidade de K diminuiu, tanto na macrófita quanto no efluente, indicando que as plantas absorveram K do efluente, e que ao mesmo tempo, a concentração foi distribuída no tecido vegetal, fato esse que pode estar relacionado com a alta taxa de crescimento e multiplicação da *Spirodela polyrhiza* (MCCANN, 2016).

Para Oliveira (2012), o K é um dos elementos mais removidos pelas plantas, atuando como um elemento catalisador de reações, ou seja, um ativador enzimático. De acordo com a autora devido ao potássio ser um íon monovalente (K^+), ao competir com elevadas concentrações de cátions divalentes como Ca^{2+} e Mg^{2+} , sofre inibição competitiva, ou seja, compete com desvantagem com o mesmo sítio de adsorção. Portanto pode ter ocorrido maiores absorções de Ca e Mg em comparação ao K pela *Spirodela Polyrhiza*, pois a remoção desse nutriente pela macrófita ao final do tratamento foi de 5%, um índice inferior a remoção de Mg, por exemplo, que foi na ordem de 54% (Tabela 2). Ao final do 35° dia de tratamento a quantidade de Ca no efluente diminuiu minimamente em relação a sua concentração inicial ($0,16 \text{ mg L}^{-1}$), ao mesmo tempo que a planta apresentou concentração um pouco mais elevada desse nutriente.

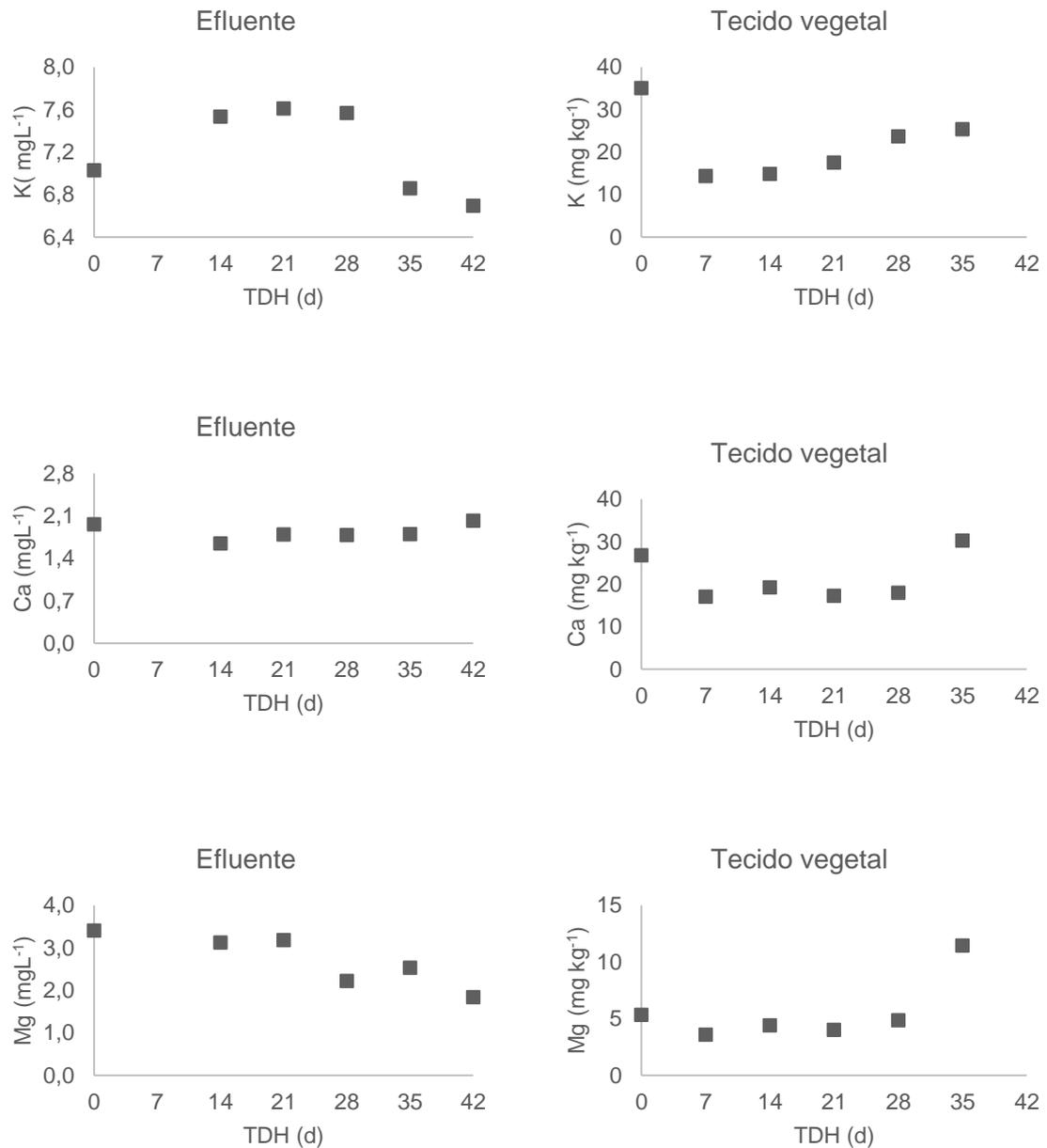
A maior remoção atingida de Ca do efluente ocorreu no 14° dia de TDH, nessa data 16% do macronutriente já havia sido removido pela macrófita. A rápida remoção pode estar ligada ao fato de o Ca ser de fundamental importância para a planta, pois é o elemento formador de parede celular, sua distribuição ocorrendo pelo xilema através do fluxo de massa por trocas eletrônicas com Mg, Zn e Mn na superfície da parede do floema (OLIVEIRA, 2012).

Na Figura 2 são apresentados os valores obtidos para os macronutrientes K, Ca e Mg no efluente e na *Spirodela polyrhiza* durante o pós-tratamento.

A concentração de Mg no efluente diminuiu ao passo que na planta aumentou. É possível observar que o maior incremento de Mg na planta ocorreu no 35° dia de TDH, e que até o 28° dia de TDH ocorreu pouca absorção do nutriente pela planta.

O maior incremento de Mg nos tecidos vegetais da *Spirodela polyrhiza* entre o 28° e o 35° dia de TDH pode estar relacionado aos processos metabólicos da planta, pois nesse período uma maior assimilação de Ca e menor de K foi observada. Para Maravolta (1980), o K diminui o teor de Ca e Mg, sendo que o Mg possui efeito maior que o Ca na absorção do K, além disso esse autor salienta que geralmente o Mg aumenta o teor de P nas plantas. No caso de plantas deficientes de P, estas tendem a apresentar teores menores de N, P, K, Ca e Mg.

Figura 2 - Valores de K, Ca e Mg no efluente e na *Spirodela polyrhiza* durante o pós-tratamento de efluente doméstico



Fonte: Os autores (2017)

3.4 Metais tóxicos (Cd, Pb)

Na Figura 3 são apresentados os valores de Cd e Pb no efluente e na *Spirodela polyrhiza* durante os 42 dias de pós-tratamento. Não foram encontrados teores de Cr no tecido vegetal e no efluente durante o estudo.

Oláh et al. (2014), estudaram a formação de Rebentos em *Spirodela*

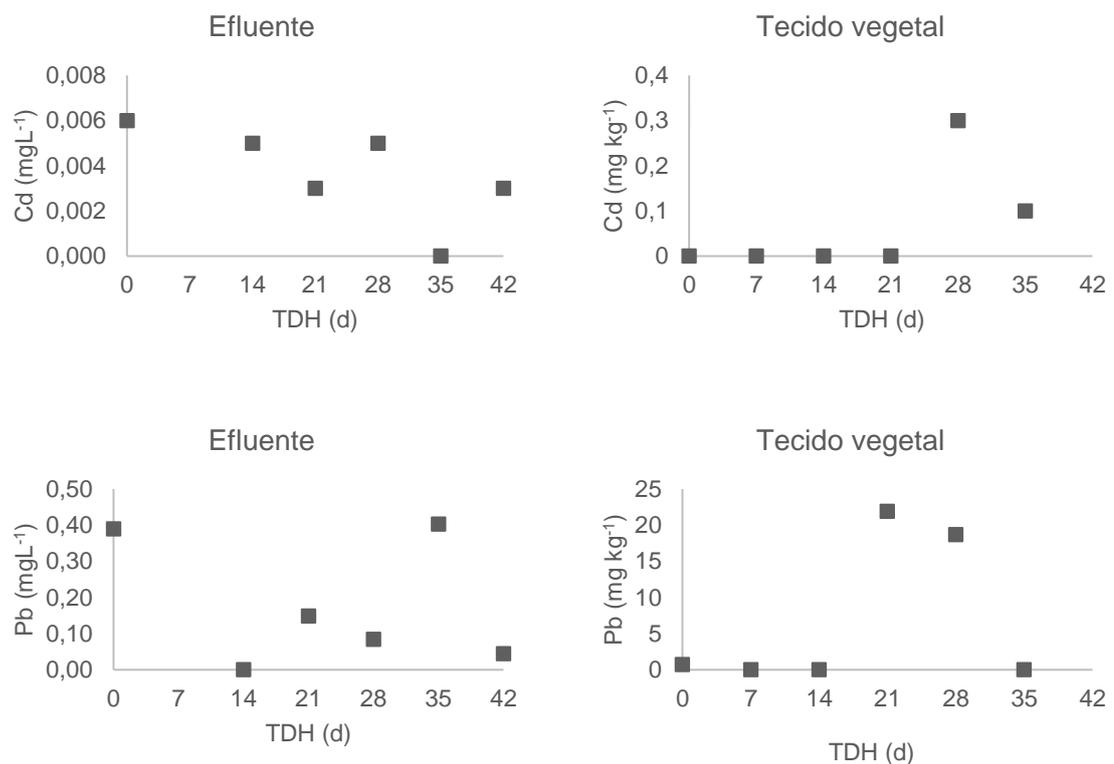
polyrhiza por meio da adição de Cd no meio líquido, mostrando que quando a planta é exposta a altas concentrações de Cd, as taxas de crescimento começam a diminuir rapidamente. Essa inibição atinge o seu máximo entre os dias 3 e 5 de exposição, pois a produção de frondes paralelamente desacelera induzindo a formação de rebento nas plantas. Por isso altas concentrações de Cd podem afetar diretamente essas

macrófitas afetando seu comportamento reprodutivo.

Os resultados demonstram que a concentração de Cd no efluente diminuiu, demonstrando concentração abaixo do limite de quantificação no 35° dia de TDH. Nesse mesmo período as plantas apresentaram

maior concentração desse elemento, fato que indica assimilação pela *Spirodela polyrhiza*, já a elevação do mesmo elemento no efluente no 42° dia de TDH pode ter ocorrido devido a devolução do Cd por meio do processo de senescência.

Figura 3 - Valores de Cd e Pb no efluente e na *Spirodela polyrhiza* durante o pós-tratamento de efluente doméstico



Fonte: Os autores (2017)

As oscilações de concentração de Cd no efluente entre a avaliação inicial e final também podem estar relacionadas a diferenças de assimilação pelas plantas avaliadas. Castro (2014) atribuiu a variação na absorção de nutrientes em seus estudos ao fato de as plantas utilizadas para o tratamento do efluente apresentarem-se em estágios de desenvolvimento distintos. Portanto, nesse estudo podem ter sido amostradas plantas mais jovens que não haviam acumulado teores de metais tóxicos dentro dos limites de quantificação do método utilizado (35° dia de TDH).

Além disso, a precipitação por especiação química pode ter influenciado as variações ocorridas durante o tratamento,

visto que as plantas não apresentaram teores desse elemento nas avaliações ocorridas até o 21° dia de TDH. O precipitado pode ter sido devolvido ao meio líquido por meio de perturbações externas ao reator, tais como a chuva ocorrida nesse período (27° ao 35° dia de TDH) (SCHILLER et al., 2017), e esse fato pode ter influenciado a assimilação pelas plantas que ocorreu entre o 28 e o 35° dia de TDH.

Loveson, Sivalingam e Syamkumar (2013), que testaram a eficiência da *Spirodela polyrhiza* na remoção de metais tóxicos em água poluída, obtiveram 100% de eficiência na remoção de Cd após 8 dias de tratamento. O fato de naquele estudo não ter sido avaliada a acumulação de metais nas plantas pode ser

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.19, n. 2, p.17-30, jul./dez. 2017

um indicativo da precipitação desses metais, dessa forma o Cd pode ter passado a constituir o sedimento de fundo do *wetland*.

Para o presente estudo as concentrações de Cd na planta são consideradas dentro da normalidade por Mota e Santana (2016), sendo que o estudo realizado pelos autores demonstra que valores entre 0,1 e 1,0 são considerados

dentro da normalidade nos tecidos vegetais (Tabela 1). Já o limite máximo da concentração de Cd no efluente, para que este esteja passível de lançamento no corpo receptor é de 0,2 mg L⁻¹ (CONAMA, 2011), estando, portanto, os valores encontrados no efluente também no intervalo de normalidade. Os valores considerados adequados por Mota e Santana (2016) estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1 – Intervalos de concentrações consideradas normais de alguns metais em plantas

Metal	Concentração normal mg kg ⁻¹	Autores
Cd	0,1 - 1,0	MALAVOLTA (1980)
Cr	0,02 - 1,0	MALAVOLTA (1980)
Cu	2,0 – 20	MANLIO (2006)
Pb	1,5 - 2,4	KABATA - PENDIAS (2011)
Zn	3,0 – 150	MANLIO (2006)
Mn	300 – 500	KABATA - PENDIAS E PENDIAS (2001)

Fonte: Adaptado de Mota e Santana (2016)

Para Mota e Santana (2016), concentrações de metais em tecidos vegetais acima dos limites máximos citados na Tabela 1, correspondem a níveis que oferecem toxicidade as plantas. A concentração inicial e final de Pb no efluente foi 0,4 e 0,04 mg L⁻¹ respectivamente, no entanto no 35° dia de TDH seu valor voltou a ser 0,4 mg L⁻¹. As variações ocorridas entre o início e o final da TDH podem estar relacionadas à chuva ocorridas entre o 27° e 35° dia de experimento (SCHILLER et al., 2017).

Os volumes de chuva ocorridos (SCHILLER et al., 2017) podem, em parte, ter provocado turbilhonamento do efluente no reator, e diluído a fração precipitada do elemento no efluente. Valores de assimilação desse elemento pela planta foram registrados entre o 21 e o 28° dia de TDH, mas não foram registradas no 14° dia nem na planta nem no efluente, indicando que o Pb presente no meio aquoso no dia zero precipitou totalmente nas duas primeiras semanas de TDH.

De acordo com a resolução nº 430 (CONAMA, 2011), a concentração verificada no efluente durante o TDH de 0,5 mg L⁻¹ está de acordo com o permitido para lançamento do efluente tratado em corpo hídrico.

De acordo com Mota e Santana (2016), as concentrações encontradas na

planta entre o 21 e o 28° dia de TDH, representam toxicidade elevada para as plantas. O valor máximo aceitável é de 2,4 mg kg⁻¹, sendo que os valores obtidos nesse estudo foram de até 9,2 vezes superiores, demonstrando alta capacidade da *Spirodela polyrhiza* em assimilar esse metal quando ele está disponível no meio aquoso.

Outros autores encontraram concentrações de Pb em macrófitas semelhantes aos encontrados na *Spirodela polyrhiza* neste estudo, Jesus et al. (2015), por exemplo, que estudaram o efeito dos metais Mn, Zn, Cd, Cr, Cu, Ni e Pb em diferentes tipos de macrófitas (*Typha dominguensis*, *Acroceras zizanioides*, *Nymphaea lingulata*, e *Eleocharis acutangula*), apontam para o fato de as concentrações de Pb observadas naquele estudo oscilaram entre 13,00 e 17,33 mg L⁻¹ não provocando danos fisiológicos ou anatômicos decorrentes da toxicidade deste metal nessas macrófitas.

No entanto vários estudos têm mostrado que a presença de chumbo provoca desequilíbrio de minerais como K, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu e Fe nos tecidos, bloqueando fisicamente o acesso desses íons aos locais de adsorção das raízes (SHARMA; DUBEY, 2005; OLIVEIRA, 2012).

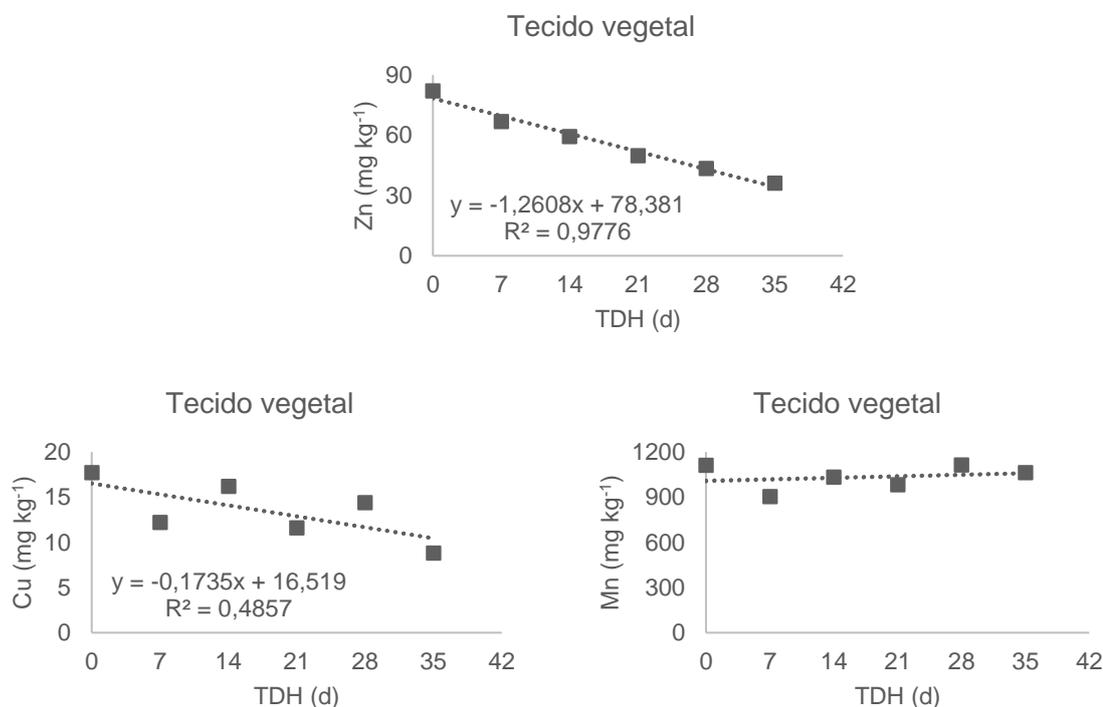
3.5 Micronutrientes (Cu, Zn, Fe, Mn)

Na Figura 4 são apresentados os valores dos teores obtidos para os metais Cu, Zn e Mn no tecido vegetal da *Spirodela polyrhiza* durante os 35 dias de pós-tratamento. Não foram registrados teores de Cu, Zn e Mn no efluente durante o pós-tratamento de efluente doméstico.

Embora concentrações de Cu e Zn não tenham sido encontradas no efluente durante o tratamento realizado, as

concentrações de ambos os metais na macrófita foi diminuindo com o passar do TDH (Figura 4), esse comportamento demonstra que esses metais podem ter se diluído na própria planta, conforme os exemplares da macrófita foram crescendo e se multiplicando. Esse fato se justifica, pois, Zn e Cu são elementos que em poucas quantidades são essenciais para o desenvolvimento das plantas, sendo considerados micronutrientes.

Figura 4 - Valores de Cu, Zn e Mn na *Spirodela polyrhiza* durante o pós-tratamento de efluente doméstico



Fonte: Os autores (2017)

Em estudo realizado por Jesus et al. (2015), no qual os autores testaram a eficiência de quatro espécies de macrófitas na remoção dos metais pesados Mn, Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, e Pb, os únicos metais que apresentaram correlação de bioacumulação positiva foram os metais Cu e Zn.

Para todas as amostragens os valores de Zn se demonstraram de 3 a 5 vezes mais elevados que o das concentrações de Cu, enquanto a relação encontrada entre esses elementos por Pio, Souza e Santana (2013), foi da ordem de 45:1. Esses autores salientam que esses metais podem influenciar diretamente na absorção de Cr pela lentilha d'água a qual foi estudada (*L. aequinoctialis*), fato que não se

aplica a esse estudo, visto que não foram encontrados teores de Cr no efluente e na lentilha d'água, no entanto o lançamento do efluente pós-tratado em corpo hídrico poderia desencadear reações com o Cr presente no corpo receptor.

A relação entre o Cu e o Zn nos tecidos da macrófita podem não seguir a distribuição que ocorre em outras plantas, pois a acumulação e a distribuição de Cu e Zn nos tecidos varia conforme as diferentes espécies de plantas existentes e sua exigência nutricional, podendo, por exemplo, ocorrer o acúmulo de metais-traço no sistema radicular, quando os teores contidos nas plantas são satisfatórios (KABATA – PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Os teores encontrados neste estudo estão de acordo com o intervalo de Cu e Zn em plantas não considerados tóxicos para as plantas, que é de 2,0 a 20 mg kg⁻¹ para Cu e de 3,0 a 150 mg kg⁻¹ para Zn, os autores Mota e Santana (2016), salientam que valores acima desses limites podem ser tóxicos para as plantas.

Da mesma forma que os elementos Cu e Zn, não foram encontradas concentrações de Mn no efluente durante o TDH, no entanto percebe-se que os valores de Mn sofreram pequenas oscilações nos tecidos vegetais da macrófita aquática. Esses resultados podem estar associados a diferenças de distribuição nas plantas avaliadas, visto que plantas jovens, por exemplo, costumam apresentar menores quantidades de metais em relação a plantas velhas. Além disso, se tratando de metais é normal que ocorram pequenas oscilações de uma macrófita para outra (LOVESON; SIVALINGAM; SYAMKUMAR, 2013).

Pio, Souza e Santana (2013) que estudaram o desempenho de um tipo de lentilha d'água (*Lemna aequinoctialis*) na remoção de poluentes de águas contaminadas, também encontraram pequena variação da concentração de Mn na macrófita estudada, fato esse que demonstra que essa pode ser uma característica das lentilhas d'água.

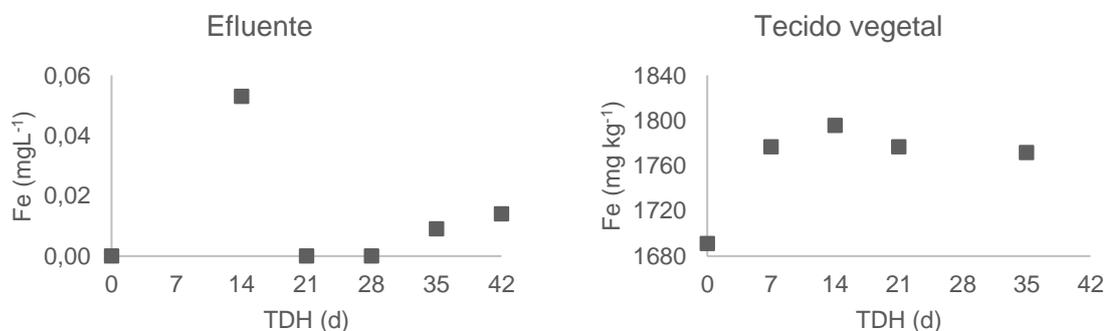
Depois do Fe, o Mn foi o elemento com maiores concentrações presentes no tecido vegetal da *Spirodela polyrhiza* durante todo o TDH, com proporção de 2:1 (Fe/Mn). Nos estudos conduzidos por Jesus et al. (2015), o Mn se destacou frente a outros

elementos como sendo o metal com maiores concentrações em todas 4 espécies de macrófitas coletadas no lago Subaé - BA. Maiores concentrações encontradas de Fe seguidas de Mn no presente estudo, podem ter ligação com um comportamento específico da *Spirodela polyrhiza*, pois, de acordo com os mesmos autores, cada espécie de macrófita reflete uma ordem de absorção de metais, mesmo quando espécies distintas estão dispostas no mesmo ambiente, sob a ação das mesmas fontes de metais. Outra hipótese é que as grandes concentrações de Fe e Mn acumuladas por plantas no oeste paraense possam ter ligação com o fato de esses elementos estarem disponíveis em abundância nos solos, e, conseqüentemente águas da região. Nesse caso embora o Mn e o Fe sejam antagonísticos, pois a elevada concentração de Mn inibe a absorção de Fe (GONÇALVES Jr. et al., 2015), as grandes quantidades se justificariam devido a exposição da planta de maneira continuada aos elementos em seu ambiente natural de desenvolvimento.

No entanto, de acordo com os estudos de Loveson, Sivalingam e Syamkumar (2013), essa planta possui boa capacidade de remoção de Mn. Os estudos realizados pelos autores demonstraram que a remoção de Mn em água poluída foi de 30% após 8 dias de tratamento. O que não foi observado no presente estudo, fato que pode estar relacionado com a ausência desse elemento no efluente.

Na Figura 5 são apresentados os valores obtidos para Fe no efluente e na *Spirodela polyrhiza* durante a fitorremediação.

Figura 5 - Valores de Fe (mg L⁻¹) na *Spirodela polyrhiza* durante o pós-tratamento de efluente doméstico



Fonte: Os autores (2017)

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.19, n. 2, p.17-30, jul./dez. 2017

Além disso, testes de assimilação de Mn com diferentes dosagens do elemento em meio líquido exposto às macrófitas *Spirodela polyrhiza*, *Azolla caroliniana Willd* e *Salvinia minima Baker* (LIZIERI; AGUIAR; KUKI, 2011) em laboratório expuseram exemplares dessas plantas a soluções com concentrações de 0,05; 0,1; 0,2; 0,3; 0,4 mM de $MnCl_2 \cdot 4H_2O$. Dentre essas macrófitas, a *Spirodela polyrhiza* acumulou as maiores concentrações de Mn, sendo 4 e 13 vezes superior ao teor acumulado pela *Azolla caroliniana Willd* e a *Salvinia minima Baker*, respectivamente. Embora os autores tenham concluído que altas concentrações de Mn reduziram o teor de clorofila total nas três espécies estudadas, concluíram também que a *Spirodela polyrhiza* tem potencial para uso na fitorremediação e fornece um novo recurso para explorar a acumulação de Mn.

As concentrações de Fe nos tecidos vegetais das plantas nesse estudo variaram entre 1691 e 1796 $mg\ kg^{-1}$, curiosamente o menor valor de Fe foi encontrado com TDH zero, sugerindo que parte das oscilações da concentração desse metal pode ter sido provocada pela evapotranspiração, conforme descrito nos estudos de Sousa et al. (2004), fazendo com que os metais e nutrientes fossem concentrados no efluente, resultado da exposição do *wetland* a altas temperaturas e a pouca chuva ocorrida após o 27º dia de TDH (SCHILLER et al., 2017).

Além disso, os teores de Fe encontrados no 14, 35 e 42º dias de TDH podem estar relacionados ao estado de senescência das macrófitas que devolvem ao

meio líquido metais antes acumulados por essas plantas. Para Pio, Souza e Santana (2013), a presença de matéria orgânica potencializou a absorção de Fe na lentilha d'água que estudaram (*Lemna aequinoctialis*), mas o principal fator foi a disponibilidade deste metal no meio líquido. Neste caso as oscilações podem ser fruto de inserção de Fe no efluente pela senescência das plantas e posterior extração por plantas mais jovens.

Maroneze et al. (2014) salientam que tecnologias envolvendo macrófitas requerem manejo e monitoramento devido à constante remoção da biomassa, pois com envelhecimento das folhas e mortalidade das plantas os nutrientes e metais absorvidos podem retornar a coluna d'água. Em alguns casos o excesso de metal pode afetar o crescimento, as atividades fotossintéticas e a alteração no período reprodutivo, por exemplo (MOTA E SANTANA, 2016).

Alguns autores como Loveson, Sivalingam e Syamkumar (2013) trataram água poluída com a macrófita *Spirodela polyrhiza*. Neste estudo a concentração inicial de Fe ($5,3\ mg\ L^{-1}$), foi reduzida de 98,1% após 8 dias de tratamento, sendo que os autores concluíram que essa espécie de macrófita é eficiente na remoção deste elemento. Neste estudo a rápida absorção do Fe disponível no efluente no 14º dia de TDH corrobora com estes autores demonstrando que esse é um constituinte essencial para as plantas. A eficiência de remoção dos parâmetros estudados ao longo do TDH está apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 - Eficiência de remoção dos parâmetros estudados ao longo da TDH nesse estudo

Parâmetro	TDH 0	% Rem.	TDH 7	% Rem.	TDH 14	% Rem.	TDH 21	% Rem.	TDH 28	% Rem.	TDH 35	% Rem.	TDH 35	% Rem. total
K ($mg\ L^{-1}$)	7,00	0	*	*	7,50	0	7,60	0	7,60	0	6,90	1	6,70	4
Ca ($mg\ L^{-1}$)	2,00	0,0	*	*	1,60	20	1,80	10	1,80	10	1,80	10	2,00	0
Mg ($mg\ L^{-1}$)	3,40	0,0	*	*	3,10	9	3,20	6	2,20	35	2,50	26	1,80	47
Cd ($mg\ L^{-1}$)	0,006	0,0	*	*	0,005	17	0,003	50	0,005	17	0,000	100	0,003	50
Pb ($mg\ L^{-1}$)	0,40	0,0	*	*	0,00	100	0,10	75	0,10	75	0,40	0	0,04	90

Nota: * Valores não determinados; % Rem. = porcentagem de remoção.

Fonte: Os autores (2017)

Com base na Tabela 2, se pode observar que os teores de grande parte dos parâmetros estudados foram reduzidos no efluente ao longo do TDH. A *Spirodela*

polyrhiza demonstrou menor eficiência para remoção dos macronutrientes Ca e K, com taxa máxima de remoção de 4 e 20% respectivamente, enquanto para os outros

parâmetros as taxas de remoção foram superiores a 47%. O fato da eficiência de remoção de Mg ter atingido 47% de remoção pode indicar o que K pode ter sofrido inibição competitiva, explicando o fato da baixa eficiência de remoção desse elemento pela macrófita como explica Oliveira (2012).

Para o Ca a maior taxa de remoção ocorreu no 14° dia de TDH, sendo que os teores absorvidos pela macrófita foram devolvidos ao meio líquido, de modo que ao 42° dia de TDH, a devolução pode ter ligação com o processo de senescência das macrófitas aquáticas.

Para a maior parte dos parâmetros estudados a remoção máxima ocorreu entre o 35° e o 42° dia de TDH, esse comportamento também ocorreu nos estudos de Castro (2014), para alguns parâmetros, no entanto o autor observou oscilação na concentração de alguns nutrientes durante o TDH, não havendo uma relação entre o tempo e a remoção.

Para os parâmetros Cd e Pb a macrófita aquática chegou a atingir 100% de remoção em determinados momentos do TDH, demonstrando uma grande necessidade desses elementos, sendo que esse comportamento pode estar relacionado com o rápido crescimento e a rápida multiplicação dessa planta observado por McCann (2016).

As macrófitas tem a capacidade de melhorar a qualidade da água através da absorção de nutrientes, com o seu sistema radicular eficaz, ao mesmo tempo em que a deterioração de macrófitas aumenta a concentração de nutrientes no meio líquido, isso leva à eutrofização (DHOTE, 2007), por isso uma maior eficiência da *Spirodela polyrhiza* frente a outras macrófitas indica que essa macrófita por possuir uma rápida

multiplicação e taxa de crescimento acelerada absorve mais nutrientes do que insere no meio líquido, comportamento que pode não ocorrer com outras macrófitas aquáticas.

4 Conclusões

Foi observado que os micronutrientes Cu e Zn encontrados no tecido vegetal se diluíram nos tecidos da própria planta, o que indica grande necessidade desses elementos por parte da *Spirodela polyrhiza*.

Observou-se também oscilação da concentração de alguns parâmetros no efluente durante o TDH (Fe, Pb e Cd), oscilação essa que pode ter ocorrido devido a chuva e o processo de senescência de algumas plantas durante o período de avaliação. A chuva pode provocar a movimentação do efluente dentro do reator e isso pode resultar na reinserção de material particulado precipitado no fundo do reator no meio líquido, mesmo assim observou-se assimilação desses elementos pela macrófita aquática.

Além disso, a macrófita aquática flutuante *Spirodela polyrhiza* se demonstrou eficaz na absorção dos metais tóxicos presentes no efluente doméstico, atingindo 100% de remoção para Pb e Cd, demonstrando que essa planta possui grande potencial para o pós-tratamento de efluentes domésticos.

No entanto, estudos com essa macrófita são escassos no Brasil, por isso, mais estudos são necessários para investigar outros parâmetros e indicar um tempo ótimo de TDH, estudos posteriores que levem em consideração teores de P e N são desejáveis.

5 *Spirodela polyrhiza* in phytoremediation and domestic effluent post-treatment

Abstract: *The aim of this study was to evaluate the efficiency of the wastewater post-treatment using Spirodela Polyrhiza cultivation. The 250 L volume of pretreated effluent was placed in a 1.05 m diameter polyethylene reactor in which the macrophytes remained for 42 days. The Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Cd and Pb contents were determined in the wastewater and in the macrophyte tissues every 7 days. The maximum removals observed were 4, 20 and 47% for K, Ca and Mg, respectively. Micronutrients were not detected in the wastewater, however, the initial contents of these elements were diluted in the tissues of the own plant during the experiment. The concentrations of Fe, Pb and Cd varied in the wastewater during the hydraulic detention time, possibly as a function of the senescence of some plants that return previously absorbed elements to the aqueous medium. In the general, Spirodela polyrhiza proved to be efficient in post-treatment of domestic wastewater used, because the plants absorbed high levels of nutrients. However, in Brazil studies with this aquatic specie are still scarce, therefore, more studies with this macrophyte are necessary.*

Keywords: Wastewater. Metal removal. Macrophytes. Post-treatment.

6 Referências

- ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A. A.; IBRAHEEM, I. B. M. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**. Riade, v. 19, n. 3, p. 257-275, 2012.
- AKINBILE O. C.; YUSOFF, M. S. Assessing water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lettuce (*Pistia stratiotes*) effectiveness in aquaculture wastewater treatment. **International Journal of Phytoremediation**, v. 14 n. 3, p. 201-211, 2012.
- Association of Official Analytical Chemists (AOAC). Official methods of analysis of AOAC International. 19th ed. AOAC International: Gaithersburg, 2012.
- AUGUSTO, A. S.; BERTOLI, A. C.; CANNATA, M. G.; CARVALHO, R.; BASTOS, A. R. Bioacumulação de metais pesados em brassica juncea: relação de toxicidade com elementos essenciais. **Revista Virtual de Química**, v.6, n.5, p.1221-1236, 2014.
- KRISHNA B. K. C.; POLPRASERT C. An Integrated Kinetic Model for Organic and Nutrient Removal by Duckweeds based Wastewater Treatment (DUBWAT) System. **Ecological Engineering**, v.34, p.243-250, 2008.
- BAWIEC, A.; PAWĘSKA, K.; PULIKOWSKI, K. Seasonal changes in the reduction of biogenic compounds in wastewater treatment plants based on hydroponic technology. **Journal of Ecological Engineering**, v. 17, n. 2, p. 128-134, 2016.
- CASTRO, G. M. **Tratamento de efluentes de laticínio em sistemas wetlands com macrófitas aquáticas flutuantes**. Monografia (Formação em Engenharia Ambiental). Pontifícia Universidade Católica do Paraná. 2014.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução Nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. DOU nº 53, de 18 de março de 2005; Seção 1:58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 5 maio 2016.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011** - dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, DF, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 3 maio 2016.
- DHOTE, S. Role of Macrophytes in improving water quality of an aquatic eco-system. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**. Port Harcourt, v. 11, n.4, p.133 – 135, 2007.
- EDOKPAYI, J. N.; ODIYO, J. O.; POPOOLA, O. E.; MSAGATI, T. A. M. Assessment of Trace Metals Contamination of Surface Water and Sediment: A Case Study of Mvudi River, South Africa. **Sustainability**, v.8, n.135, p.1-13, 2016.
- GONÇALVES JR, A. C.; YOSHIHARA, M. M.; CARVALHO, E. A.; STREY, L.; MORAES A. J. Teores de nutrientes e metais pesados em plantas de estragão submetidas a diferentes fertilizações. **Revista Ciência Agronômica**. Fortaleza, v. 46, n. 2, p. 233-240, 2015.
- JESUS, T. B.; SOUZA, S. S.; SANTOS, L. T. S. O.; AGUIAR, W. M. Avaliação da Potencialidade de Utilização de Espécies de Macrófitas como Acumuladoras de Metais Pesados. **Revista Virtual de Química**, v.7, n.4, p.1102-1118, 2015.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 3rd ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.
- KABATA-PENDIAS. Trace elements in soils and plants. CRC Press. 4º Edition. 2011, 534p.
- KOZLOFF, E. N.; BEIDLEMAN, L. H. Plants of the San Francisco Bay Region: Mendocino to Monterey, 1994. 500 p.
- 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**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 4, p. 909-917, 2011.
- LOVESON, A.; SIVALINGAM, R.; SYAMKUMAR R. Aquatic macrophyte *Spirodela polyrhiza* as a phytoremediation tool in polluted wetland water from Eloor, Ernakulam District, Kerala. **Journal Of Environmental Science**, v.3, n.5, p.51-58, 2013.
- MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980.
- MANLIO, S. F. (Editor). **Nutrição Mineral de Plantas**. Viçosa, MG. SBCS, 2006, 432p.
- MARONEZE, M. M.; ZEPKA, L. Q.; VIEIRA, J. G.; QUEIROZ, M. I.; JACOB-LOPES, E. A tecnologia

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.19, n. 2, p.17-30, jul./dez. 2017

- de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente Água**, Taubaté, v.9, n.3, p.1-14, 2014.
- MCCANN J. M. Response diversity of free-floating plants to nutrient stoichiometry and temperature: growth and resting body formation. **PeerJ**. New Brunswick. v. 7, n. 4, p. 1781-1788, 2016.
- MCLAY, C. L. The effect of ph on the population growth of the species of duckweed: *Spirodela oligorrhiza*, *lemna minor* and *wolffia arrhiza*. **Freshwater biology**, v.6 n.2 p. 125 - 138, 1976.
- MOTA, F. A. C.; SANTANA, G. P. Revista on-line. Plantas e metais potencialmente tóxicos – estudos de fitorremediação no Brasil. **Scientia Amazonia**, v.5, n.1, p.22-36, 2016.
- MURADOV, N.; TAHA, M.; MIRANDA, A. F.; GUJAR, A.; ROCHFORD, S.; STEVENSON, T.; BALL, A. S.; MOURADOV, A. Dual application of duckweed and azolla plants for wastewater treatment and renewable fuels and petrochemicals production. **Biotechnol Biofuels**, v.7, n.30, 2014.
- OLÁH, V.; HEPP, A.; LAKATOS, G.; MÉSZÁROS, I. Cadmium-induced turion formation of *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleiden. **Acta Biologica Szegediensis**. Szeged, v.58, n.2, p.103-108, 2014.
- OLIVEIRA, A. P. **Avaliação da influência de macronutrientes na bioacumulação de chumbo por *Eichhornia Crassipes***. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). 2012.
- PIO, M. C.; SOUZA, K. S.; SANTANA, G. P. Capacidade da *Lemna aequinoctialis* para acumular metais pesados de água contaminada. **Acta Amazonica**. Manaus, v.43, n.2, p.203 – 210, 2013.
- PUTTI, F. F.; FILHO, L. R. A. G. KUMMER, A. C. B.; CREMASCO, C. P.; LUDWING, R.; CATANEO, P. F. **Água, tratamento, efluentes e lodos**. Utilização de água residuária para fins agrônômicos. Tupã, 1º ed. p.25 – 41, 2015.
- REZANIA, S.; DIN, M. F. M.; TAIB, S. M.; DAHALAN, F. A. The Efficient Role of Aquatic Plant (Water Hyacinth) in Treating Domestic Wastewater in Continuous System. **International Journal of Phytoremediation** · v.18, n.7, p. 679-685, 2016.
- SCHILLER, A. P.; SCHWANTES, D.; SOMAVILLA, E.; MANFRIN, J.; GONÇALVES JR, A. C.; CAMPAGNOLO, M. A. Pós-tratamento de efluente doméstico por meio de macrófita aquática *Spirodela polyrhiza*. **Scientia Agraria Paranaensis**, Marechal Cândido Rondon, v.16, n.3, p. 287-295, jul./set., 2017.
- SHARMA, P.; DUBEY, R. S. Lead toxicity in plants. Braz. **Journal in plant Physiology**. Varanasi, v. 17, p. 35-52. 2005.
- SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. V.; LIMA E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de *wetland* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e ambiental**. Rio de Janeiro, v.9, n.4, p.285-290, dez, 2004.
- TRAN, P. T.; VAN, T. H. Treatment of dormitory and aquaculture wastewater by using aquatic plants (*Cilantro*, *Hyacinth* and *Spinach*). **Journal of Agricultural and Biological Science**. v. 11, n. 8, p. 341-346, 2016.
- WANG, W.; HABERER, G. GUNDLACH H.; GLÄBER, C.; NUSSBAUMER, T.; LUO, MC.; LOMSADZE, A.; BORODOVSKY, M.; KERSTETTER, R. A.; SHANKLIN, J.; BYRANT, D. W.; MOCKLER, T. C.; APPENROTH, K. J.; GRIMWOOD J.; JENKINS, J.; CHOW, J.; CHOI, C.; ADAM, C.; CAO, X. H.; FUCHS, J.; SCHUBERT, I.; ROKHSAR, D.; SCHMUTZ, J.; MICHAEL, T. P.; MAYER, K. F.; MESSING, J. The *Spirodela polyrhiza* genome reveals insights into its neotenus reduction fast growth and aquatic lifestyle. **Nature Communications**, v.19, n.5, 2014.
- WARD, N. D.; KEIL, R. G.; MEDEIROS, P. M.; BRITO, D. C.; CUNHA, A. C.; DITTMAR, T. Degradation of terrestrially derived macromolecules in the Amazon River. 2013. **Nature Geoscience**, v. 6, n. 6, p. 1–4,
- WELZ, B.; SPERLING, M. **Atomic Absorption Spectrometry**. New York, 2. ed. Weinheim: Wiley-VCH, 1999. 341 p.