

CONTRIBUIÇÃO DA MACRÓFITA AQUÁTICA *Eichhornia crassipes* NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL DE EFLUENTES SANITÁRIOS

DOI: 10.19177/rgsa.v8e32019215-234

**André Luis Vilanova Ribeiro¹, Fabiana Soares dos Santos²
André Marques dos Santos³, Ricardo de Freitas Branco⁴**

RESUMO

O lançamento, em corpos aquáticos, de águas residuárias não tratadas tem comprometido a qualidade e a disponibilidade de água doce no planeta. Uma forma de resolver este problema é investir no tratamento de águas residuárias, sobretudo de efluentes sanitários. Os sistemas de leitos cultivados (LC) constituem-se em uma alternativa ecológica, pois são baseados nos mecanismos de autodepuração que ocorrem em áreas alagadas e, por isso, possuem baixo custo de implantação, operação e manutenção. Este trabalho teve como objetivo avaliar, por meio de dois bioensaios simulando LC, a contribuição da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* na remoção de N-amoniaco de efluentes sanitários pós-tratamento secundário. No bioensaio I, foi avaliada a influência do aumento do número de plantas por vaso na remoção de N-amoniaco do efluente. Plantas de *E. crassipes* foram dispostas em vasos contendo 6 L de efluente e em cada tratamento foi testada a influência do aumento do número de plantas por vaso: 1, 2 e 3 plantas/vaso e 3 tempos de detenção hidráulica (TDH): 7, 14 e 21 dias. Os resultados do bioensaio I mostraram a eficiência das plantas na remoção de N-amoniaco do efluente, sendo esta remoção mais significativa até o TDH de 14 dias em vasos contendo 3 plantas. No bioensaio II, foi estudada a influência do estágio de desenvolvimento da planta de *E. crassipes*: parte aérea alta e parte aérea baixa, na eficiência de remoção de N-amoniaco do efluente em dois TDH: 14 e 28 dias, com a colheita dos espécimes dispostos nos LC no TDH 14 dias, e a reposição com novos espécimes e cultivo por mais 14 dias. Neste bioensaio foi evidenciada a viabilidade de utilização de LC com esta macrófita aquática para a remoção de N-amoniaco no efluente analisado, tendo sido alcançada 100% de remoção de N-amoniaco, ao final do experimento.

Palavras-chave: Tratamento de efluentes. Tratamento biológico. Fitorremediação. Sustentabilidade.

¹ Tecnólogo em Gestão Ambiental pelo Instituto Superior de Tecnologia de Paracambi (IST/FAETEC). Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF). Especialista em Gestão Ambiental (IFRJ). Mestre em Tecnologia Ambiental (UFF). E-mail: andre.gestaoambiental@gmail.com

² Agrônoma (UFRRJ). Mestra em Agronomia/Ciência do Solo pela UFRRJ. Doutora em Agronomia/Ciência do Solo pela UFRRJ. Professora associada do Departamento de Engenharia de Agronegócios da Universidade Federal Fluminense. E-mail: fabianasoes@id.uff.br

³ Agrônomo/UFRRJ. Especialista em Biotecnologia pela Universidade Federal de Lavras (UFLA). Doutor em Agronomia pela UFRRJ. Professor Adjunto da UFRRJ e Pesquisador Associado junto ao Laboratório de Bioquímica de Plantas do Departamento de Bioquímica do Instituto de Química da UFRRJ. E-mail: amarques@ufrrj.br

⁴ Engenheiro Bioquímico / Universidade de São Paulo (EEL/USP). Doutor em Ciências (Biotecnologia Industrial) pela EEL/USP. Professor da UFF. E-mail: ricardobranco@puvr.uff.br

R. gest. sust. ambient., Florianópolis, v. 8, n. 3, p. 193-214, jul/set. 2019

CONTRIBUTION OF AQUATIC MACROPHYTE *Eichhornia crassipes* IN THE REMOVAL OF AMMONICAL NITROGEN FROM SANITARY EFFLUENTS

ABSTRACT

The discharged of untreated wastewater, into aquatic bodies, has compromised the quality and availability of fresh water on the planet. One way to solve this problem is to invest in wastewater treatment, especially sanitary effluents. The constructed wetlands (CW) systems represent an ecological alternative, because they are based on self-purification mechanisms that occur in wetlands and, therefore, have a low cost of implementation, operation and maintenance. This study aims to assess, by means of two bioassays simulating CWs, the contribution of the aquatic macrophyte *Eichhornia crassipes* in the removal of ammoniacal nitrogen from sanitary effluents after secondary treatment. In the bioassay I, it was analysed the influence of the increase of the number of plants per pot in the removal of ammonical nitrogen from the effluent. Plants of *E. crassipes* were arranged in pots containing 6 L of effluent and, in each treatment, the influence of the increase of the number of plants per pot was evaluated: 1, 2 and 3 plants/pot and 3 hydraulic detention times (HDT): 7, 14 and 21 days. The results of the bioassay I showed the efficiency of the plants in the removal of ammonical nitrogen from the effluent, being this removal the most significant one until the HDT of 14 days in pots containing 3 plants. In the bioassay II, it was assessed the influence of the development stages of the *E. crassipes* plant: high aerial part and low aerial part, on the efficiency of removal of ammonical nitrogen of the effluent in two HDTs: 14 and 28 days, with the removal of the specimens placed on the constructed wetlands in HDT 14 days, and replacement of new specimens and cultivation for another 14 days. In this bioassay, the viability of using constructed wetlands with this aquatic macrophyte to remove ammonical nitrogen in the analysed effluent was highlighted, and 100% ammonical nitrogen removal was achieved at the end of the experiment.

Keywords: Wastewater treatment. Biological treatment. Phytoremediation. Sustainability.

1 INTRODUÇÃO

Os efluentes sanitários contêm grandes quantidades de matéria orgânica, detergentes e outros poluentes que são fontes de fósforo (P) e/ou nitrogênio (N), nutrientes limitantes da produtividade primária de ecossistemas aquáticos. Conforme Esteves (1998), o aumento da concentração de nutrientes, especialmente P e N, nos ecossistemas aquáticos é denominado eutrofização e tem como consequência o aumento da produtividade de tais sistemas. Quando induzida pelo homem, a eutrofização é denominada de artificial, que é um processo dinâmico, no qual ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas (diminuição da diversidade biológica; proliferação de algas e de macrófitas aquáticas), nas condições físicas e químicas do meio (redução da concentração de Oxigênio Dissolvido – OD; alteração de sabor, odor e transparência da água; alteração do potencial hidrogeniônico – pH) e no nível de produção do sistema, podendo ser considerada uma forma de poluição.

Visando solucionar o problema da poluição e da contaminação da água, deve-se investir em programas de saneamento básico, principalmente, no tratamento de efluentes, provenientes de diferentes fontes. Como assinalam Dantas *et al.* (2012), no Brasil, o saneamento ainda está muito aquém do ideal, principalmente em relação à coleta e ao tratamento de efluentes sanitários. Assim, os autores ressaltam a importância do incentivo a pesquisas que tragam informações que possam contribuir para a melhoria do saneamento no Brasil, uma vez que os tomadores de decisão, muitas vezes do âmbito municipal, não têm subsídios mínimos para dar início ao processo de melhoria de seus sistemas sanitários, tampouco têm informações suficientes para o desenvolvimento de políticas públicas que possibilitem a melhoria da qualidade ambiental.

De acordo com Valentim (1999), faz-se necessário o desenvolvimento de sistemas de tratamento de águas residuárias que sejam simples, não mecanizados, baratos e fáceis de construir e operar, utilizando materiais de construção de fácil aquisição, mão de obra não especializada, e que possam ser incorporados à paisagem local, criando uma harmonia no ambiente.

Neste sentido, destaca-se o uso de sistemas de leitos cultivados (LC), considerados hoje como um método de tratamento que utiliza tecnologia simples, de fácil operação e custo baixo, por serem baseados em processos naturais que ocorrem em áreas alagadas (COSTA *et al.*, 2003; VALENTIM, 2003). Segundo Mansor (1998), estes sistemas ainda são pouco difundidos no Brasil, apesar de já estarem estabelecidos em certos países da Europa, nos Estados Unidos (EUA) e Austrália e dependem basicamente da habilidade natural de certas plantas aquáticas (macrófitas aquáticas) e de suas associações microbianas para a despoluição da água. Conforme Lemes *et al.* (2008), devido à situação socioeconômica brasileira, são inevitáveis os investimentos no desenvolvimento de tecnologias alternativas, de baixo custo e de alta eficiência para o tratamento das águas residuárias. O tratamento de esgotos por meio de LC está se revelando uma alternativa eficiente e de baixo custo quando comparada aos sistemas convencionais.

Diante deste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar, por meio de bioensaios simulando LC, a contribuição da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* na remoção de N-amoniaco de efluentes sanitários pós-tratamento secundário da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Universidade Federal Fluminense (UFF) – *Campus Aterrado*.

2 METODOLOGIA

2.1 Efluente utilizado

O efluente utilizado neste estudo foi proveniente da ETE da UFF – *Campus Aterrado*, que trata o efluente sanitário gerado pela cozinha e pelos banheiros do *Campus*, localizado no município de Volta Redonda-RJ. Na ETE, este efluente passa por uma etapa preliminar de tratamento por meio de gradeamento. Em seguida, é direcionado para um poço de recalque, do qual é bombeado para dois reatores anaeróbios de fluxo ascendente (Reatores UASB). Depois, é distribuído para quatro filtros anaeróbios de fluxo ascendente, dos quais segue para uma caixa de passagem que o conduz para a rede coletora, sendo, então, conduzido para o Rio Paraíba do Sul. Devido à eficiência de remoção alcançada para parâmetros

como a DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), esse tratamento é classificado como secundário.

2.2 Bioensaio I com *Eichhornia crassipes*

Neste bioensaio avaliou-se a influência do aumento do número de plantas por vaso na remoção de N-amoniaco do efluente. Os espécimes de *E. crassipes* foram coletados no Setor de Aquicultura da UFRRJ, no município de Seropédica, RJ, apresentando as seguintes características: mesmo estágio de desenvolvimento e aspecto saudável, parte aérea alta, número similar de folhas (6-10), folhas com coloração entre o verde e o amarelo e raízes bem desenvolvidas. Os espécimes foram acondicionados em sacos plásticos e levados para o Laboratório de Materiais e Eletroquímica da UFF – *Campus Aterrado*. No laboratório, as raízes das plantas foram cuidadosamente lavadas em água corrente, para a remoção do excesso de material aderido e, mantidas em água deionizada, para adaptação por 7 dias.

Após este período, as plantas foram transferidas para vasos contendo 6 L de efluente pós-tratamento secundário e em cada tratamento foi testada a influência do aumento do número de plantas por vaso: 1, 2 e 3 plantas/vaso e 3 tempos de detenção hidráulica (TDH): 7, 14 e 21 dias. O experimento foi distribuído em um delineamento inteiramente casualizado, contendo 4 tratamentos (números de plantas por vaso – leitos experimentais, e leitos controles, apenas com o efluente), 3 TDH e 3 repetições, totalizando 36 unidades experimentais.

Amostras do efluente foram coletadas, em triplicata, antes e após o bioensaio em garrafas plásticas de 500 mL, previamente limpas, e preservadas, por até 28 dias, a -20 °C, conforme APHA (2012).

2.3 Bioensaio II com *Eichhornia crassipes*

O segundo bioensaio consistiu em uma análise da variação do TDH: 14 e 28 dias e do estágio de desenvolvimento da planta: parte aérea alta (plantas A1) e parte aérea baixa (plantas com caule e pecíolo mais dilatados – A2), na eficiência de remoção de N-amoniaco do efluente. Foram coletadas espécimes de *E. crassipes*

no Setor de Aquicultura da UFRRJ, no município de Seropédica, RJ, que reuniam as seguintes características - A1: mesmo estágio de desenvolvimento e aspecto saudável, parte aérea alta, número similar de folhas (6-9), folhas com coloração entre o verde e o amarelo e raízes bem desenvolvidas; e A2: mesmo estágio de desenvolvimento e aspecto saudável, parte aérea baixa, número similar de folhas (7-10), folhas com coloração entre o verde e o amarelo e raízes bem desenvolvidas .

Os espécimes foram acondicionados em sacos plásticos e levados para o Laboratório de Materiais e Eletroquímica da UFF – *Campus Aterrado*. As raízes das plantas foram cuidadosamente lavadas em água corrente, para a remoção do excesso de material aderido. Em seguida, os espécimes foram distribuídos em vasos plásticos e mantidos em água deionizada, para adaptação por 7 dias, para então compor os vasos simulando leitos cultivados.

Cada tratamento foi composto por 6 L do efluente pós-tratamento secundário, onde foram utilizados 3 espécimes de *E. crassipes* por vaso. Após o TDH 14 dias, os espécimes de *E. crassipes* foram removidos dos vasos e substituídos por novos espécimes, que estavam em adaptação em água deionizada por 7 dias, compondo assim o tempo de cultivo correspondente ao TDH 28 dias.

O experimento foi distribuído em um delineamento inteiramente casualizado, contendo 3 tratamentos: 2 estádios de desenvolvimento de planta (A1 e A2) – leitos experimentais, e os leitos controles; 2 TDH (14 e 28 dias) e 4 repetições, totalizando 12 unidades experimentais.

Amostras do efluente foram coletadas, em quadruplicata, antes e após o bioensaio em garrafas plásticas de 500 mL, previamente limpas, e preservadas, por até 28 dias, a -20 °C, conforme APHA (2012).

2.4 Métodos analíticos

Nos efluentes coletados antes e após os bioensaios, foram realizadas análises de parâmetros físico-químicos, tais como: temperatura (T), pH, condutividade elétrica (CE) e N-amoniaco. Todos os parâmetros foram analisados conforme APHA (2012).

A análise da eficiência dos LC na redução da CE e do N-amoniaco do efluente sanitário analisado foi realizada conforme a Equação 1:

$$\text{Eficiência (\%)} = (\text{entrada} - \text{saída})/\text{entrada} * 100$$

Eq.1

na qual, entrada refere-se ao teor de um determinado atributo do efluente a ser tratado; e saída, ao teor de um determinado atributo do efluente, após passar pelos LC (NAVA e LIMA, 2012; ALMEIDA, OLIVEIRA e KLIEMANN, 2007).

A análise estatística dos dados obtidos foi feita a partir da análise de variância por meio do programa Sisvar para Windows versão 5.4 (FERREIRA, 2000) e as médias comparadas pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Bioensaio I com *Eichhornia crassipes*

A temperatura (T) média para o efluente no TDH 0 foi de 24 °C, não sendo observadas grandes variações de T, ao longo dos TDH avaliados.

Em relação ao pH, observou-se um valor médio de 7,70 para o efluente no TDH 0 (Tabela 1). O pH ideal para o crescimento da *E. crassipes* é o neutro, mas ela pode tolerar níveis de pH de 4,0 a 10,0 (CENTER *et al.*, 2002). Segundo Jafari (2010), este fato demonstra que esta espécie pode ser utilizada para o tratamento de diferentes tipos de águas residuárias.

Tabela 1. Resultados médios para o pH do primeiro bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	pH		
		Número de plantas/vaso		
		1	2	3
Efluente	0	7,70 Ba	7,70 Ba	7,70 BCa
Leitos Experimentais	7	7,71 Ba	7,84 Ba	7,44 CDb
	14	7,50 Ba	7,28 Ca	7,33 Da
	21	6,80 Ca	6,80 Da	6,67 Ea
	7	8,22 Aa	8,22 Aa	8,22 Aa
Leitos Controles	14	7,76 Ba	7,76 Ba	7,76 Ba
	21	6,16 Da	6,16 Ea	6,16 Fa

CV (%)	1,68
--------	------

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** CV = Coeficiente de Variação.

No TDH 7 dias, não foram observadas diferenças significativas para os leitos experimentais e o efluente do TDH 0. Porém, em relação aos leitos controles, houve aumento significativo do pH (pH 7,70 para 8,22). Henry-Silva e Camargo (2008), utilizando LC com *E. crassipes*, também observaram um maior valor de pH para o controle (pH 8,20) em relação ao leito vegetado (pH 7,10). Os autores atribuíram este resultado ao desenvolvimento de algas filamentosas no controle, que deve ter sido facilitado pela maior exposição deste à luminosidade. Esteves (1998) ressalta que as macrófitas aquáticas e as algas podem elevar o pH do meio por meio da assimilação do CO₂ durante a fotossíntese.

Observa-se que quanto maior o TDH dos leitos experimentais, menor o valor do pH (Tabela 1), sendo os leitos experimentais do TDH 21 dias os que apresentaram menores valores de pH. Com exceção do TDH 7 dias, o número de planta por vaso, dentro de um mesmo TDH, não tendeu a influenciar de forma significativa a variação do pH. No entanto, mesmo com a redução do pH, os valores estão próximos a neutralidade e dentro dos limites toleráveis pela planta, segundo Center *et al.* (2002). No TDH 21 dias, observou-se também uma redução mais acentuada nos valores de pH para leitos controles.

Conforme Costa *et al.* (2010), o pH de efluentes em sistema de tratamento biológico tende a reduzir por processos de oxidação biológica. Segundo Esteves (1998), os organismos heterotróficos (bactérias e animais aquáticos) interferem sobre o pH do meio, via de regra, causando sua redução, devido a intensos processos de decomposição e respiração que levam a liberação de CO₂ e, conseqüentemente, a formação de ácido carbônico (H₂CO₃) e íons H⁺. Esse autor também enfatiza que as macrófitas aquáticas podem formar detritos orgânicos dissolvidos ou particulados. Os detritos dissolvidos são formados por substâncias que podem ser excretadas ativamente durante o crescimento do vegetal, ou liberadas por meio de processos autolíticos que ocorrem predominantemente na fase senescente. Nos detritos particulados estão estocadas grandes quantidades de

nutrientes orgânicos e inorgânicos, que são liberados para o meio via processos de solubilização ou de decomposição.

Como pode ser observado na Tabela 2, a média da condutividade elétrica (CE) para o efluente no TDH 0 foi de 1.644,50 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Tabela 2. Resultados médios para a condutividade elétrica do primeiro bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)		
		Número de plantas/vaso		
		1	2	3
Efluente	0	1.644,50 Aa	1.644,50 Aa	1.644,50 Aa
Leitos Experimentais	7	1.314,50 Bab	1.337,50 Ca	1.285,50 Cb
	14	1.273,67 BCa	1.306,50 Ca	1.277,50 Ca
	21	1.133,50 Ec	1.425,72 Ba	1.334,58 Bb
	7	1.257,00 Ca	1.257,00 Da	1.257,00 Ca
Leitos Controles	14	1.188,00 Da	1.188,00 Ea	1.188,00 Da
	21	1.009,00 Fa	1.009,00 Fa	1.009,00 Ea
	CV (%)		1,40	

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental

Ao longo dos TDH avaliados observou-se a redução da CE, ou seja, houve uma redução na concentração total de íons do efluente. Embora tenha sido observado o papel fitorremediador da *E. crassipes*, os leitos controles apresentaram os maiores valores de redução. Henry-Silva e Camargo (2008) também observaram reduções na CE tanto para o LC com *E. crassipes* quanto para o controle, porém não houve diferença significativa entre os tratamentos. Maharjan e Ming (2014), no entanto, utilizando LC com *E. crassipes* para o tratamento de efluente sanitário bruto no Vale de Kathmandu, Nepal, observaram uma maior redução na CE para os leitos vegetados. Durante 4 semanas de tratamento, a CE reduziu de 1.990,00 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para 1.345,00 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (32,40%) para o controle e para 1.190,00 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (40,20%) nos leitos vegetados. De acordo com os referidos autores, foi postulado que a *E. crassipes* tem pouca influência sobre a CE de águas residuárias, porém, o objetivo de se analisar a CE não era avaliar o potencial dessa planta na redução desse parâmetro, mas sim obter informações relevantes sobre alterações químicas em águas residuárias. França *et al.* (2014) observaram remoções de 23,60% e de

23,44% em LC com *E. crassipes*, eficiência parecida com a alcançada no presente estudo para os leitos experimentais nos TDH 7 (20,07%, 18,67% e 21,83% para os vasos com 1, 2 e 3 plantas, respectivamente) e 14 dias (22,55%, 20,55% e 22,32% para os vasos com 1, 2 e 3 plantas, respectivamente).

A concentração de N-amoniaco para o efluente no TDH 0 foi de 123,57 mg L⁻¹, sendo observada uma influência significativa dos TDH avaliados e do número de plantas/vaso na remoção deste parâmetro (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados médios para o N-amoniaco do primeiro bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	N-amoniaco (mg L ⁻¹)		
		Número de plantas/vaso		
		1	2	3
Efluente	0	123,57 Aa	123,57 Aa	123,57 Aa
Leitos Experimentais	7	90,72 Ba	90,16 Ca	78,40 Cb
	14	66,83 Ca	55,44 Eb	44,80 Ec
	21	49,84 Da	46,99 Fa	42,22 Eb
Leitos Controles	7	95,57 Ba	95,57 Ba	95,57 Ba
	14	66,64 Ca	66,64 Da	66,64 Da
	21	31,36 Ea	31,36 Ga	31,36 Fa
CV (%)		2,83		

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O aumento do número de plantas cultivadas por vaso tendeu a reduzir as concentrações de N-amoniaco no efluente (Tabela 3), contribuindo significativamente para a remoção deste parâmetro do efluente analisado. A menor concentração de N-amoniaco nos leitos experimentais, foram observadas no tratamento com 3 plantas/vaso nos TDH de 14 e 21 dias, que não diferiram significativamente entre si, com uma redução de 63,7 e 65,8 %, respectivamente, na concentração de N-amoniaco quando comparada ao TDH 0. Apesar desta redução significativa, os valores de N-amoniaco ainda se encontram acima dos limites permitidos na legislação brasileira como padrão para lançamento de efluentes que é de 20,0 mg L⁻¹ (BRASIL, 2011).

Vários trabalhos relatam a eficiência de LC com *E. crassipes* na remoção de N-amoniaco para diferentes tipos de efluentes. Jonas e Hussar (2010) utilizaram LC com *E. crassipes* no pós-tratamento de efluente de suinocultura, com uma

concentração média de 95,00 mg L⁻¹ de N-amoniaco. O experimento conduzido por 56 dias, com um TDH de 8 dias, resultou em remoções de N-amoniaco variando entre 63,00% e 84,60%, com uma remoção média de 78,20%, considerada bastante satisfatória pelos referidos autores. Jorge (2013) com o intuito de demonstrar e avaliar um processo de polimento de efluentes de suinocultura constituído por uma lagoa com *E. crassipes*, relata que a eficiência desse sistema foi de 99,00% para a remoção de N-amoniaco, cuja concentração inicial era de 1.960,00 mg L⁻¹. Reidel *et al.* (2005) trataram o efluente da lagoa de polimento final de um frigorífico utilizando *E. crassipes*. O experimento foi realizado por 3 meses, avaliando-se 3 TDH: 5, 7 e 10 dias. O efluente apresentava uma concentração média de 79,85 mg L⁻¹ de N-amoniaco. As reduções obtidas foram de 58,89%, 86,14% e 97,74% para os TDH 5, 7 e 10 dias, respectivamente, constatando-se aumento da eficiência de remoção com o aumento do TDH. Anandha Varum e Kalpana (2015) utilizando LC com *E. crassipes* mais caule de mamão e LC com *Azolla microphylla* mais caule de mamão para o tratamento de efluentes sanitários, com concentração inicial de 7,60 mg L⁻¹ de N-amoniaco, obtiveram remoções de 67,00% para os LC com *E. crassipes*, de 62,00% para *A. microphylla* e de 29,00% para o controle com apenas caule de mamão, após um período de 24 dias de experimento, com um TDH de 4 dias. Neste sentido, as remoções obtidas no presente estudo para os leitos experimentais, nos TDH 14 e 21 dias, estão próximas dos valores encontrados na literatura.

Os resultados evidenciam que até o TDH 14 dias ocorreram as maiores taxas de remoção do N-amoniaco pelos espécimes de *E. crassipes*. Após esse período (TDH 21 dias), foi observada uma tendência à estabilização, inclusive não havendo diferença significativa nas concentrações de N-amoniaco nos experimentos com 3 plantas/vaso entre o TDH de 14 e 21 dias. Anandha Varum e Kalpana (2015) também observaram uma redução na remoção de N-amoniaco, após o 12º dia de experimento. Assim, a redução na remoção de N-amoniaco verificada no presente estudo, provavelmente, deveu-se ao fato de as plantas terem atingido o chamado ponto de saturação, após o qual as taxas de absorção diminuem (ESTEVES, 1998).

Em relação ao NO₃⁻ não foram detectados teores deste parâmetro para o efluente no TDH 0 nem para os tratamentos ao longo dos TDH avaliados. Isto pode estar relacionado ao fato de não ter havido nitrificação ao longo do tempo de duração do experimento, uma vez que o sistema não funcionava em regime de fluxo

e também não tinha nenhum tipo de mecanismo de aeração artificial, visto que a presença de um meio aeróbio é fundamental para esse processo.

Os espécimes de *E. crassipes* do primeiro bioensaio apresentaram boa adaptação ao efluente nos TDH 7 e 14 dias, embora já fosse possível observar, no TDH 7 dias, sintomas de fitotoxicidade, tais como: mais folhas com coloração amarelada (clorose), além de folhas com necroses. No TDH 14 dias foi possível observar clorose e necroses em algumas folhas e a presença de fungos em algumas plantas. Ao término do TDH 21 dias, a maioria das plantas apresentava folhas murchas, enroladas, com presença de clorose, necroses e fungos, no entanto, ainda estavam vivas. Hussar (2001) utilizando LCFSS com *Typha* spp. para o tratamento de efluente de suinocultura observou, na fase inicial de monitoramento do sistema, a necessidade de replantar várias mudas, face à não adaptação das plantas, incidência de necroses nas folhas em decorrência de doença de origem fúngica causada por *Colletotrichum* sp., bem como pela constatação de fitotoxidez, provavelmente resultante do excesso de N no efluente. Assim, a concentração de N-amoniaco do efluente encontrada no primeiro bioensaio pode ter afetado a fitossanidade dos espécimes de *E. crassipes*, além da presença de fungos. Além disso, conforme Hussar (2001), teores altos de N nas formas amoniaco e nítrico, aumentam a concentração de sais, promovendo um acréscimo de potencial osmótico nos LC, o que desfavorece a absorção de água, podendo promover uma desidratação da planta. Tal fato deve ter contribuído para a observação de folhas murchas, enroladas e necrosadas nos espécimes de *E. crassipes* no primeiro bioensaio. Tobias (2002) ao avaliar o uso de LCFSS com *Typha* spp. para o tratamento de efluentes de suinocultura fez as mesmas observações que Hussar (2001) nas plantas, verificando a necessidade de replantio das mesmas. Leitão Júnior *et al.* (2007) observaram a morte de todos os espécimes de *E. crassipes* após 20 dias do início da pesquisa que visava tratar o efluente bruto de um frigorífico.

3.2 Bioensaio II com *Eichhornia crassipes*

A temperatura (T) do efluente no TDH 0 apresentou uma média de 24,65 °C. Nos TDH 14 e 28 dias, observou-se uma redução da T nos leitos experimentais, sendo que esta variação, segundo Saccon (2009), resulta do fato de os LC serem

um sistema aberto à atmosfera e, portanto, expostos às mudanças climáticas que ocorrem no ambiente.

O pH do efluente no TDH 0 apresentou uma média de 7,32 (Tabela 4).

Tabela 4. Resultados médios para o pH do segundo bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	pH	
		Tipo de planta	
		A1	A2
Efluente	0	7,32 <i>Aa</i>	7,32 <i>Aa</i>
Leitos Experimentais	14	6,56 <i>Ba</i>	6,69 <i>Ba</i>
	28	7,19 <i>Aa</i>	7,11 <i>Aa</i>
Leitos Controles	14	6,82 <i>Ba</i>	6,82 <i>Ba</i>
	28	5,92 <i>Ca</i>	5,92 <i>Ca</i>
CV (%)		1,96	

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** A1 = Plantas com parte aérea alta; A2 = Plantas com parte aérea baixa.

Não foi observada diferença significativa para os valores de pH entre os tipos de planta usados (A1 e A2), porém, houve diferença significativa entre os TDH. No TDH 14 dias houve redução do pH nos leitos experimentais e no TDH 28 dias, no entanto, o pH dos leitos experimentais aumentou para valores estatisticamente similares ao do TDH 0. Estes resultados, comparados com os do primeiro bioensaio, parecem indicar que a presença de *E. crassipes* nos LC tende a manter o pH próximo da neutralidade, o que é importante, p. e., para os processos de nitrificação e desnitrificação (SACCON, 2009).

A CE média do efluente no TDH 0 foi de 659,58 $\mu\text{S cm}^{-1}$, havendo influência significativa do TDH e dos tipos de plantas sobre este parâmetro (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados médios para a condutividade elétrica do segundo bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	
		Tipo de planta	
		A1	A2
Efluente	0	659,58 <i>Ca</i>	659,58 <i>Ca</i>
Leitos Experimentais	14	780,13 <i>Ba</i>	746,67 <i>Bb</i>

	28	1.215,30 Aa	941,89 Ab
Leitos Controles	14	565,25 Da	565,25 Da
	28	545,55 Da	545,55 Da
CV (%)			2,47

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** A1 = Plantas com parte aérea alta; A2 = Plantas com parte aérea baixa.

Diferentemente dos resultados obtidos no bioensaio I, o maior TDH tendeu a aumentar a CE no efluente, sendo maiores os valores nas plantas A1 quando comparadas as plantas A2, o que pode ter ocorrido pela liberação de sais pelas plantas e de detritos. Costa *et al.* (2003) em um estudo com *Typha* spp. em LCFSS, com um efluente sanitário bruto apresentando uma CE média de 1.173,00 $\mu\text{S cm}^{-1}$, também observaram nos leitos vegetados um aumento médio na CE, sendo este de 90,10%, ao passo que no controle a remoção foi, em média, de 12,70%. Os autores ressaltaram que o aumento da CE nos leitos vegetados não afetou o desenvolvimento das macrófitas aquáticas e nem a eficiência dos leitos na remoção dos outros parâmetros analisados.

A Tabela 6 apresenta os resultados médios dos teores de N-amoniaco para o segundo bioensaio com *E. crassipes*, sendo observada influência significativa do TDH na redução da concentração de N-amoniaco no efluente. Houve influência significativa do TDH entre os tratamentos. No TDH 14 dias, as maiores remoções de N-amoniaco foram observadas nos leitos cultivados com plantas A1 em relação às plantas A2 e no TDH 28 dias não foram detectadas concentrações de N-amoniaco nos leitos cultivados com os dois tipos de plantas. No entanto, no TDH 14, as concentrações de N-amoniaco já se encontravam abaixo dos padrões de lançamento de efluentes definidos pela legislação brasileira que é de 20 mg L⁻¹ (BRASIL, 2011), evidenciando a eficiência do cultivo de *E. crassipes* na remoção de N-amoniaco do efluente estudado.

Tabela 6. Resultados médios para o N-amoniaco do segundo bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	N-amoniaco (mg L ⁻¹)	
		Tipo de planta	
		A1	A2
Efluente	0	66,85 Aa	66,85 Aa

Leitos Experimentais	14	6,41 Cb	18,30 Ca
	28	ND	ND
Leitos Controles	14	26,32 Ba	26,32 Ba
	28	4,76 Ca	4,76 Da
CV (%)		8,82	

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** A1 = Plantas com parte aérea alta; A2 = Plantas com parte aérea baixa; ND = Não detectado.

No TDH 14 dias, a eficiência de remoção para os leitos experimentais com plantas tipo A1 foi de 90,41%, enquanto nos com plantas tipo A2 foi de 72,63%. Os leitos controles tiveram uma eficiência de 60,63%. Estes resultados, quando comparados com os do primeiro bioensaio com *E. crassipes*, evidenciam que, para menores concentrações de N-amoniaco, esta macrófita aquática apresenta elevada eficiência de remoção deste parâmetro, dentro das condições experimentais avaliadas.

Após a colheita dos espécimes de *E. crassipes* dos vasos no TDH 14 dias e reposição de novos espécimes, não foram detectados teores de N-amoniaco no efluente dos leitos experimentais no TDH 28 dias, correspondendo a uma eficiência de 100% de remoção deste parâmetro. Nos leitos controles a remoção foi de 81,91%, tendo o efluente um teor de 4,76 mg L⁻¹ de N-amoniaco. Conforme Romitelli (1983), a grande assimilação de P e N pela *E. crassipes* parece se dar na fase de crescimento da planta, assim, a remoção de nutrientes em LC com essa planta depende da oferta de condições para o seu crescimento e de sua colheita periódica. Essa colheita periódica é indicada para a retirada final dos poluentes do sistema e para a manutenção das plantas numa fase de crescimento ativo.

Neste bioensaio também não foram detectados teores de NO₃⁻, o que pode estar relacionado à ausência de nitrificação ao longo do tempo de duração do experimento, uma vez que o sistema não funcionava em regime de fluxo e também não tinha nenhum tipo de mecanismo de aeração artificial.

A concentração de N-amoniaco encontrada no efluente deste segundo bioensaio, apesar de ter sido menor que a encontrada no primeiro bioensaio, causou fitotoxicidade nas plantas A1 e A2. O efeito fitotóxico observado foi maior para as plantas A2, o que indica a menor adaptação deste tipo de planta ao efluente analisado, dentro das condições experimentais a que foram submetidas. Foram

observadas nas plantas A2: clorose, necroses, presença de fungos e a morte de alguns espécimes. Por outro lado, as plantas A1 demonstraram melhor adaptação ao efluente e às condições experimentais, tendo sido observada no TDH 14 dias a presença de clorose e necroses em alguns espécimes. No TDH 28 dias observou-se a presença de clorose e necroses, contudo, em quantidade menor que a observada no TDH 14 dias. Também foi possível observar a presença de novas folhas e que um espécime estava em estágio de reprodução vegetativa, uma vez que apresentava um estolão.

4 CONCLUSÃO

A planta *E. crassipes* apresentou potencial de utilização em LC para a remoção do N-amoniaco do efluente sanitário analisado. No entanto, foi possível observar o efeito de saturação nos espécimes de *E. crassipes* ao longo do tempo de cultivo, evidenciando que para concentrações mais elevadas de N-amoniaco, a absorção de N-NH₄⁺ pelas macrófitas aquáticas tende a se estabilizar a partir do TDH 14 dias.

No bioensaio II, a colheita dos espécimes dispostos nos LC, no TDH 14 dias, e a reposição com novos espécimes, demonstrou a viabilidade de utilização de LC com esta macrófita aquática para a remoção de N-amoniaco no efluente analisado, tendo sido alcançada 100% de remoção de N-amoniaco, ao final do experimento.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. *Pesq. Agropec. Trop.*, v. 37, n. 1, p. 1-9, 2007. Disponível em: <<http://www.revistas.ufg.br/index.php/pat/article/view/1839>>. Acesso em: 25 mai. 2015.

ANANDHA VARUM, R.; KALPANA, S. Performance analysis of nutrient removal in pond water using water hyacinth and azolla with papaya stem. *IRJET*, vol. 2, 1 ed., p. 444-448, 2015. Disponível em: <<http://www.publishresearch.com/publication/727>>. Acesso em 17 mar. 2017.

APHA. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012. 1360p.

BRASIL. *Resolução CONAMA nº 430/2011*. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 30 mai. 2015.

CENTER, T. D. *et al.* Waterhyacinth. In: Van Driesche, R., *et al.* (Coord.). *Biological control of invasive plants in the Eastern United States*. USDA Forest Service Publication FHTET, 2002. 413 p. Disponível em: <<https://www.invasive.org/weedcd/pdfs/biocontrol.pdf>>. Acesso em: 17 mar. 2017.

COSTA, J. M. *et al.* Tratamento de efluente de suinocultura com as macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* e *Salvinia* sp. *ANISUS*, p. 01-07, 2010.

COSTA, L. L. *et al.* Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífangos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, UEPB, v.3, n.1., 2003. Disponível em: <<http://eduep.uepb.edu.br/rbct/sumarios/pdf/wetlands.pdf>>. Acesso em: 30 mai. 2015.

DANTAS, F. A. *et al.* Uma análise da situação do saneamento no Brasil. *FACEF Pesquisa: Desenvolvimento e Gestão*, v. 15, n. 3, p. 272-284, 2012. Disponível em: <<http://periodicos.unifacef.com.br/index.php/facefpesquisa/article/viewFile/549/513>>. Acesso em: 18 abr. 2016.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FERREIRA, D. F. *Manual do sistema Sisvar para análises estatísticas*. Universidade Federal de Lavras – Departamento de Ciências Exatas. Lavras, 2000. 66 p.

FRANÇA, J. B. A. *et al.* Tratamento de efluente doméstico com macrófitas aquáticas para reúso na fertirrigação. *Irriga*, Botucatu, Edição Especial 01, p. 85-93, 2014, nota técnica. Disponível em: <<http://irriga.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/1684>>. Acesso em 10 jan. 2016.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. *R. Bras. Zootec.*, v. 37, n. 2, p. 181-188, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-35982008000200002>. Acesso em 15 mai. 2016.

HUSSAR, G. J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Campinas, 2001. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000232435>>. Acesso em: 22 mai. 2015.

JAFARI, N. Ecological and socio-economic utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart Solms). *J. Appl. Sci. Environ. Manage.*, vol. 14, n.2, p. 43-49, 2010. Disponível em: <<http://www.bioline.org.br/pdf?ja10025>>. Acesso em 17 mar. 2017.

JONAS, T. C.; HUSSAR, G. J. Utilização do aguapé no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. *Engenharia Ambiental*, v. 7, n. 4, p. 20-32, 2010. Disponível em: <<http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=559&layout=abstract>>. Acesso em: 17 mar. 2017.

JORGE, C. M. B. P. Tratamento das águas residuais dos dejetos de suínos com aguapé, um estudo de caso no Campus Nilo Peçanha-Pinheiral – RJ. *IX Congresso Nacional de Excelência em Gestão*, 2013. Disponível em: <<http://bichosonline.vet.br/wp-content/uploads/2015/11/tratamento-dejetos-suinos.pdf>>. Acesso em: 17 mar. 2017.



LEITÃO JÚNIOR, A. M. L. *et al.* Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: um estudo de caso do tratamento de efluentes frigoríficos por *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. *Caminhos de Geografia*, v. 8, n. 23, Edição Especial, p. 8-19, 2007. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/15659>>. Acesso em: 22 jul. 2016.

LEMES, J. L. V. B. *et al.* Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. *Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.*, v. 6, n. 2, p. 169-179, 2008. Disponível em: <<http://www2.pucpr.br/reol/pb/index.php/academica?dd1=2392&dd99=view&dd98=pb>>. Acesso em: 10 mai. 2016.

MAHARJAN, R. B. S.; MING, C. L. The potential role of water hyacinth in wastewater treatment in Nepal. In: LYE, L. H., *et al.* (Coord.). *Sustainability Matters: (In 2 Volumes) Volume 1: Asia's Green Challenges; Volume 2: Asia's Energy Concerns, Green Policies and Environmental Advocacy*. World Scientific, 2014. 1.108 p.

MANSOR, M. T. C. *Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias*. 1998. Campinas, 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade

Estadual de Campinas, Campinas, 1998. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000133319>>. Acesso em: 12 mai. 2015.

NAVA, L.; LIMA, C. Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto por zona de raízes (etezr) instalada no horto florestal de Caçador – SC. *Ignis*, v.1, n.1, p. 17-33, 2012. Disponível em: <<http://periodicosuniarp.com.br/ignis/article/view/21/44>>. Acesso em: 26 mai. 2015.

REIDEL, A. *et al.* Utilização de efluente de frigorífico, tratado com macrófita aquática, no cultivo de tilápia do Nilo. R. Bras. *Eng. Agríc. Ambiental*, Suplemento, p. 181-185, 2005. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br/revista/suplemento/index_arquivos/PDF/181.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2017.

ROMITELLI, M. S. Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero *Eichhornia*. *DAE*, n.133, p. 66-88, 1983. Disponível em: <<http://revistadae.com.br/site/artigo/1137-Remocao-de-fosforo-em-efluentes-secundarios-com-emprego-de-macrofitas-aquaticas-do-genero-Eichhornia>>. Acesso em: 10 dez. 2017.

SACCON, S. *Uso de leitos cultivados com macrófitas no estudo da eficiência do tratamento de águas cinza*. Foz do Iguaçu, 2009. 82 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - União Dinâmica de Faculdade Cataratas, Faculdade Dinâmica das Cataratas, Foz do Iguaçu, PR, 2009. Disponível em: <<http://www.udc.edu.br/monografia/monoamb52.pdf>>. Acesso em 05 jan. 2016.

TOBIAS, A. C. T. *Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbios sequenciais seguido de leitos cultivados*. Campinas, 2002. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002. Disponível em: <<http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/257294/1/Tobias,A.C.T.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2017.

VALENTIM, M. A. A. *Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado*. Campinas, 1999. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000175923>>. Acesso em: 10 mai. 2015.

_____, M. A. A. *Desempenho de leitos cultivados (constructed wetland) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação*. Campinas, 2003. 210 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e R. gest. sust. ambient., Florianópolis, v. 8, n. 3, p. 215-234, jul/set. 2019. 233

Solo – Desenvolvimento Tecnológico e Impacto sobre os Recursos Naturais) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000318356>>. Acesso em: 10 mai. 2015.

