

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO POR MEIO DE MACRÓFITA AQUÁTICA *Spirodela polyrhiza*

Andréia da Paz Schiller^{1*}; Daniel Schwantes²; Eduardo Somavilla²; Jéssica Manfrin¹; Affonso Celso Gonçalves jr¹; Marcelo Ângelo Campagnolo²

SAP 15283 Data envio: 07/10/2016 Data do aceite: 09/10/2016
Sci. Agrar. Parana., Marechal Cândido Rondon, v. 16, n. 3, jul./set., p. 287-295, 2017

RESUMO - Os sistemas de tratamento de efluentes domésticos apresentam elevada eficiência quanto à redução de sólidos, demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO) e outros compostos orgânicos, entretanto, costumeiramente são deficientes quanto à remoção de nutrientes tais como nitrogênio e fósforo. Plantas aquáticas podem ser empregadas em estações de tratamento de esgoto (ETE's), principalmente no que tange ao pós-tratamento do efluente, afim da remoção de nutrientes e outros parâmetros anteriormente não remediados. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência do pós-tratamento de efluente doméstico por meio da macrófita aquática *Spirodela polyrhiza*, uma planta pouco estudada para este propósito. Para isso foram dispostos 250 litros de efluente doméstico pós-tratado, em um reator de polietileno, operando em batelada por 42 dias. As amostragens de efluente foram realizadas em função do tempo de detenção hidráulica (TDH), a cada 7 dias. Foram avaliados no efluente os seguintes parâmetros: oxigênio dissolvido (OD); temperatura; pH; turbidez; sólidos totais, fixos e voláteis; DQO; nitrogênio total e fósforo total. Os resultados indicaram eficiência máxima de remoção de turbidez, N, P e DQO de 99%, 100%, 100% e 88% respectivamente. Observou-se que o processo de senescência das plantas pode ser o responsável por variações nos parâmetros turbidez e OD. A macrófita aquática demonstrou ser uma ótima opção para o pós-tratamento de efluentes domésticos, pois requer para seu desenvolvimento altos níveis de nutrientes, assimilando esses nutrientes do meio ao qual estão inseridos. Mais estudos são necessários, pois no Brasil *Spirodela polyrhiza* ainda é pouco estudada.

Palavras-chave: águas residuárias, fitorremediação, remoção de nutrientes.

POST TREATMENT OF DOMESTIC SEWAGE WITH *Spirodela polyrhiza* MACROPHYTE

ABSTRACT - Wastewater treatment systems for domestic effluents have high efficiency for reducing solids concentrations, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD) and other organic compounds, however, are deficient for removal some nutrients such as nitrogen and phosphorus. Aquatic plants can be used in wastewater treatment, especially with regard to the post-treatment of effluents, in order to removal nutrients and other parameters not previously remedied. Thus, the aim of this study was to evaluate the efficiency of post-treatment wastewater by aquatic macrophyte *Spirodela polyrhiza*. To this purpose, 250 liters of post-treated wastewater were placed in a polyethylene reactor operating in batch for 42 days. Effluent samples were performed due to the hydraulic retention time (HRT), every 7 days. In effluent were evaluated the following parameters: dissolved oxygen (DO); temperature; pH; turbidity; total solids, fixed solids and volatile solids; COD; total nitrogen and total phosphorus concentrations. The results were satisfactory, observing maximum efficiency for removal of turbidity, N, P and COD of 99%, 100%, 100% and 88% respectively. It was observed that the plant senescence process might have been responsible for changes in turbidity and DO parameters. The macrophyte proved to be a great option for post-treatment of domestic sewage, as it requires for its development high levels of nutrients, thus assimilating these nutrients from the environment to which they belong. More studies are needed, as in Brazil *Spirodela polyrhiza* is still poorly studied.

Key words: wastewater, phytoremediation, nutrient removal.

INTRODUÇÃO

A poluição e o uso desordenado dos recursos hídricos, aos poucos, estão tornando a água imprópria para o consumo humano. Além disso, tanto o crescimento

demográfico, quanto o econômico multiplicam os usos das águas e fazem crescer sua demanda, diante de uma oferta inelástica (BARROS; AMIM, 2008).

¹Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE, Centro de Ciências Agrárias, Rua Pernambuco 1777, Caixa Postal 91, CEP 8596-000, Marechal Cândido Rondon, Paraná, Brasil. E-mail: andrea.schiller@hotmail.com; jessicamanfrinn@gmail.com; affonso133@hotmail.com*. *Autor para correspondência

²Pontifícia Universidade Católica do Paraná, PUCPR, Centro de Engenharia Ambiental, Rua União 500, CEP 85902-535, Toledo, Paraná, Brasil. E-mail: daniel_schwantes@hotmail.com; somavilla.smo@hotmail.com; campagnolo.m@hotmail.com

Como resultado da utilização da água pelo homem, tem-se as águas residuárias, que podem variar em quantidade, assim como em características físicas, químicas e biológicas, dependendo da atividade que as gerou. Portanto, o tratamento dessas águas após o uso é de fundamental importância, tanto no que se refere à preservação do meio ambiente, quanto à possível reutilização dessas em outras atividades (PUTTI et al., 2015).

As tradicionais formas de tratar águas residuárias não têm considerado essas possibilidades de reaproveitamento e tampouco o fechamento de ciclos de nutrientes. Consequentemente, esses vêm sendo desperdiçados e lançados indiscriminadamente nos mananciais superficiais, notadamente os rios, eutrofizando-os (LUBARINO, 2013).

As elevadas concentrações de nitrogênio (N) e fósforo (P) em águas residuárias industriais são uma das principais causas da eutrofização de corpos hídricos receptores e de contaminação de plantas e solos (PACHECO, 2013), havendo em virtude disto, uma crescente preocupação com o gerenciamento das cargas destes nutrientes nos efluentes industriais. Além dos aspectos de contenção ambiental, é estrategicamente desejável que os processos de tratamento permitam a recuperação e o reuso deste elemento que é considerado de elevada demanda biológica (MARONEZE et al., 2014).

Por isso a preocupação da sociedade com princípios eco-eficientes no tratamento de efluentes vem se destacando nos últimos anos, várias técnicas estão sendo adotadas com diversas tecnologias (SABEI; BASSETTI, 2013). A situação socioeconômica brasileira faz com que sejam imprescindíveis investimentos no desenvolvimento de tecnologias alternativas de baixo custo e boa eficiência para o tratamento das águas residuárias (SABEI; BASSETTI, 2013).

De acordo com Ran et al. (2004), uma boa opção pode ser o uso de macrófitas aquáticas no tratamento e pós-tratamento dos efluentes gerados, pois estas possuem elevada taxa de produção de matéria seca e fácil colheita devido ao fato de se encontrarem nas superfícies aquáticas. As macrófitas aquáticas também podem apresentar crescimento intenso com a potencialidade de alterar a qualidade da água e interferir nos usos múltiplos do sistema (POMPÊO, 2009).

Vários tipos de macrófitas aquáticas, tais como *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* L. e *Eichhornia*

crassipes (Mart.) Solms, vem sendo testadas para esse fim. Barros et al. (2015) e França et al. (2014), por exemplo, afirmam que essas espécies são eficientes na remoção de matéria orgânica de efluentes domésticos. Outras espécies como a lentilha d'água foram pouco testadas no cenário nacional, sendo mais comumente testadas no exterior para análise de acúmulo de biomassa. No entanto, Loveson et al. (2013), em estudos preliminares, mostram que a lentilha d'água pode ser eficiente para remover impurezas e metais pesados de amostras de água contaminada.

Desta forma, os estudos dessa comunidade não podem ser negligenciados e devem contemplar aspectos teóricos e aplicados, tais como o monitoramento e o manejo (POMPÊO, 2009). Nesse sentido, esta pesquisa avaliou a eficiência da *Spirodela polyrhiza* como pós-tratamento de efluente doméstico, por meio do monitoramento de parâmetros físicos e químicos de efluente doméstico disposto em um *wetland* construído.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no campo experimental e laboratórios da Pontifícia Universidade Católica do Paraná PUCPR, campus Toledo, Oeste do Paraná.

O experimento foi desenvolvido no período de 42 dias, compreendido entre março e maio de 2016. As macrófitas aquáticas foram coletadas em sistema natural não degradado na nascente da Sanga Pitanga no município de Toledo (24° 42' 55.05" S, 53° 43' 29.27" O) A coleta ocorreu 15 dias antes do início do experimento, de forma a ambientá-las ao novo meio ao qual foi inserido. Após a coleta, as macrófitas aquáticas utilizadas no trabalho foram lavadas com água corrente, a fim de retirar todas as impurezas superficiais contidas entre elas.

O efluente tratado para uso no experimento foi cedido pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), a coleta foi realizada na unidade localizada no município de Assis Chateaubriand, município localizado a 40 km de distância de Toledo/PR (24° 22' 23.08" S, 53° 32' 02.08" O). O mesmo foi transportado em bombonas plásticas de 50 e 60 L até à PUCPR e disposto em um reator de polietileno com capacidade para 350 L (Figura 1), operando de forma intermitente (em batelada). O experimento foi instalado ao ar livre para inserção da luminosidade natural e influência da pluviosidade sobre o sistema. Em seguida as macrófitas foram dispostas sobre a superfície do efluente.



FIGURA 1 - *Spirodela polyrhiza* em ambiente natural (A); *Spirodela polyrhiza* em ambientação no reator (B); *Spirodela polyrhiza* disposta sobre o efluente (TDH = 15) (C). Fonte: Os autores (2016).

Uma pequena amostra do efluente foi coletada em frasco autoclavado de 0,6 L, e levada diretamente para avaliação em laboratório, além disso, amostras do efluente foram coletadas no reator a cada sete dias, durante o período de 42 dias, totalizando sete amostras, todas realizadas no período vespertino, entre 13:00 e 14:00 h.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Temperatura do meio líquido

A Figura 2 ilustra a temperatura do ar, do meio líquido e precipitações ocorridas durante o período de avaliação experimental, que foi de 28 de março à 10 de maio de 2016.

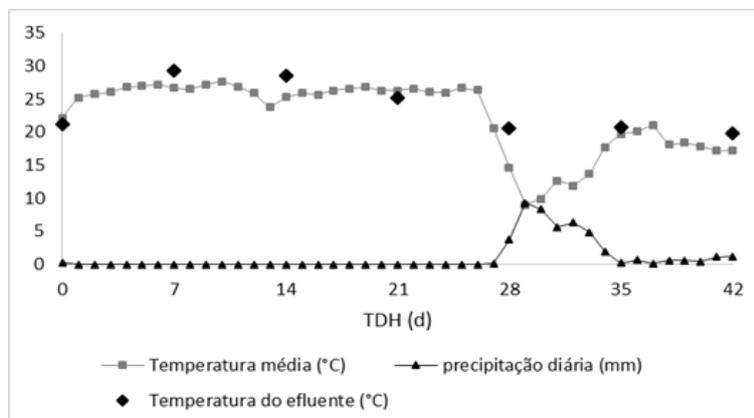


FIGURA 2 - Temperatura do meio líquido e do ar e pluviosidade durante 42 dias de tempo de detenção hidráulica (TDH).

A amplitude térmica (Figura 2) observada no efluente durante o tratamento pode estar relacionada a fatores externos ao *wetland* construído, devido à exposição das paredes do *wetland* ao contato direto com o ambiente externo, ocorrendo influência direta de diversos fatores sobre o efluente.

No estudo de Fonseca e Salvador (2005), por exemplo, os autores atribuem a temperatura máxima encontrada de 29,8 °C, a causa principal da ausência de mata ciliar, não provendo sombreamento ao local de coleta, e ao horário de coleta, próximo das 12 h, condições estas que se assemelham às condições deste estudo.

A temperatura é uma variável que exerce influência direta na velocidade das reações químicas e biológicas que ocorrem no sistema aquático, logo a dinâmica dessas reações tende a ser acelerada nos períodos de seca (ESTEVES, 2011). Baseando-se nesse fato, embora o experimento tenha sido implementado durante o período chuvoso (verão), a primeira precipitação no local do experimento ocorreu apenas no 27º dia de TDH, esse fato pode ter acelerado as reações químicas e biológicas ocorridas no meio aquático.

É possível observar algumas diferenças ocorridas após essa precipitação do 27º dia, a temperatura do meio líquido apresentou queda em relação aos registros anteriores, e o pH se elevou, essas oscilações podem estar relacionadas à temperatura do ar que entrou em queda após o 27º dia de TDH e teve relação direta com a precipitação pluviométrica (Figura 2).

pH

Nesse estudo foram encontrados nas sete coletas realizadas os valores médios de pH: 7,10; 7,40; 7,31; 7,20; 7,17; 7,61; 6,54 respectivamente, esses valores estão de acordo com a legislação vigente CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011), que estabelece pH mínimo de 5,00 e

máximo de 9,00 para que o efluente seja passível de lançamento em corpo hídrico.

Apenas um destes valores ficou acima da faixa de pH ideal para o desenvolvimento de microrganismos de acordo com Daneluz e Tessaro (2015), esses autores frisam que um pH ótimo para a maioria das bactérias ficaria entre 6,50 e 7,50 unidades de pH, pois esses seres vivos se desenvolvem melhor nessa faixa de pH.

No entanto, Lubarino (2013), com a lentilha d'água (*Lemna valdiviana* Phil) como pós-tratamento de efluente doméstico diretamente em uma lagoa de tratamento, obteve pH mínimo e máximo de 7,00 e 8,50, respectivamente, a autora considera que essa é uma variação pequena de pH. Em um estudo similar, com a lentilha d'água *Lemna gibba*, também testada como pós-tratamento de efluente doméstico diretamente na lagoa de tratamento, Nasr et al. (2008) encontraram valores e variação muito parecidos com as registradas por Lubarino (2013), obtendo elevação contínua de 7,20 para 8,50 unidades de pH durante 15 dias de TDH, estes autores atribuíram essa elevação à atividade fotossintética da lentilha d'água testada no experimento.

Em estudo similar, Lovesson et al. (2013), ao avaliarem o pós-tratamento de água poluída com *S. polyrhiza* em sistema *wetland*, observaram relação inversa do pH em relação ao TDH. Tais autores observaram queda dos valores de pH registrados durante os oito dias de TDH. Quando comparado ao presente estudo, a diferença pode estar relacionada com as macrófitas utilizadas, embora ambas (*L. gibba* e *S. polyrhiza*) sejam consideradas lentilhas d'água, as características de remoção de cada uma podem ser bastante diferentes, como sugerem Lemon et al. (2001).

Dessa forma, no presente experimento, nos primeiros sete dias de TDH ocorreu elevação do pH inicial, e nas três determinações seguintes foi registrado

quedas leves dos valores médios de pH. Quando comparados ao estudo de Loveson et al. (2013), citado anteriormente, essa diferença pode estar relacionada com o próprio pH inicial dos efluentes. Loveson et al. (2013) registraram 8,40 unidades enquanto nesse estudo o registro inicial foi de 7,10 unidades. Mclay (1976) explica que embora a *S. polyrhiza* sobreviva em pH's que variam de 3 a 10 unidades, o pH ideal para o crescimento e desenvolvimento dessa planta é de 7 unidades, e, de acordo com o mesmo autor, uma faixa de pH fora da ideal pode inibir o seu desenvolvimento das plantas aquáticas.

Quanto ao aumento de pH ocorrido na primeira semana, não se pode atribuir ao fato de uma maior atividade fotossintética, como foi o caso observado por Lubarino (2013), pois isso implicaria em uma elevação também do OD, parâmetro este, que resultou queda de 0,35 mg L⁻¹ durante a primeira semana de influência da macrófita sobre o efluente.

Fonseca e Salvador (2005) explicam que o aumento do pH em regime de chuva deve-se, principalmente, a maior dissolução de sais presentes no meio, o que pode explicar a elevação do pH ocorrida na quinta análise realizada, visto que houve registros de precipitações do 27° ao 35° dia de TDH, mas neste caso a elevação pode sim ser atribuída possivelmente ao aumento das atividades fotossintéticas, pois nessa semana ocorreu além da elevação de pH, aumento de OD, e diminuição da temperatura da água, fatores que juntos caracterizam atividade fotossintética (PRATTE-SANTOS; SIMÕES, 2010).

Oxigênio dissolvido

O efluente analisado apresentou durante o experimento baixos valores médios para os teores de OD, apresentando respectivamente 1,21; 0,86; 0,84; 0,31; 1,25; 1,30 e 1,69 mg L⁻¹ durante o TDH, valores que indicam estado de hipóxia. Buzelli e Cunha-Santino (2013), em seu estudo, atribuíram os baixos valores de OD à elevação de temperatura, explicando que, do ponto de vista físico, a temperatura é inversamente proporcional à concentração de OD, de forma que ocorre uma maior pressão no balanço de OD do sistema, tanto pela redução da solubilização de gases, quanto pela intensificação da degradação de matéria orgânica (MO), principalmente do fitoplâncton. O que corrobora com os valores encontrados no presente estudo, que logo na primeira semana de análises observaram-se queda de OD e elevação de temperatura.

Para Lubarino (2013), que estudou o efeito de uma espécie de lentilha d'água em uma lagoa de tratamento de efluentes, e que encontrou valores próximos a zero para esse parâmetro, o excesso de MO pode ser a causa da diminuição do OD.

No caso do *wetland* construído estudado, não ocorrem entrada e saídas de efluente, elevando-se a porcentagem de MO pela eventual senescência de plantas aquáticas durante o TDH. Neste caso, pode-se atribuir também a diminuição de OD nas primeiras três semanas de análises devido à mortalidade de plantas, o que incrementa a carga orgânica no efluente, diminuindo os valores de OD. Além do que, o aumento de temperatura registrado

nos TDH iniciais pode ter intensificado a taxa de decomposição dessa matéria orgânica, elevando por consequência a demanda de oxigênio do meio aquoso (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Para Lubarino (2013), as atividades fotossintéticas das lentilhas d'água favorecem a oxigenação, enquanto que, a manta vegetal na superfície diminui o contato da água com a atmosfera e assim reduz a difusão do oxigênio, a autora explica que devido a esse fato ocorre divergência de opinião dos autores quanto a oxigenação da água no tratamento de águas e efluentes com lentilhas d'água.

De modo geral, os valores de OD obtidos nesta pesquisa se assemelham com os valores encontrados por Veiga (2015). Em estudo semelhante, a referida autora utilizou a espécie *Salvinia auriculata* no pós-tratamento de efluentes da indústria de laticínios, e encontrou valores bastante baixos de OD, assim como neste estudo. A autora explica que a redução dos teores de OD foi ocasionada em função do consumo de OD pelo sistema radicular das plantas de *S. auriculata*.

Já em estudo com um tipo de lentilha d'água, Lubarino (2013) também encontrou valores de OD baixos, chegando próximos a ambientes anóxicos, a autora justifica dizendo que por se tratar de fluentes domésticos, valores inferiores de OD são esperados.

De acordo com Petruf et al. (2011), é importante levar em consideração que a concentração de OD depende não só da temperatura, da pressão atmosférica, da salinidade, das atividades biológicas, mas também de características hidráulicas, por exemplo: existência de corredeiras ou cachoeiras em cursos d'água pode elevar os teores de OD, consequentemente em *wetlands* construídos, que propiciam estagnação do meio aquoso, o OD tende a apresentar valores mais baixos.

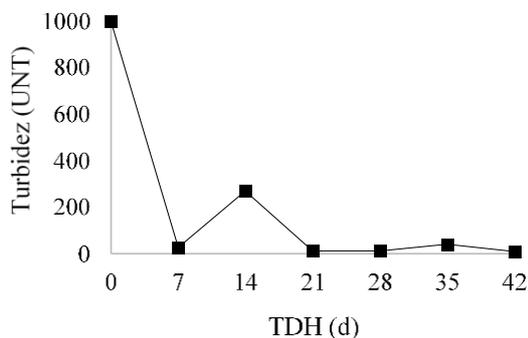
Turbidez do efluente

Na Figura 3 são apresentados os valores para a turbidez do efluente durante os 42 dias de pós-tratamento com plantas da espécie *S. polyrhiza*.

Como se observa na Figura 3, o efluente doméstico (TDH = 0 dias) ainda apresentava altos valores de turbidez, da ordem de 1000 UNT. Embora a CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) não estabeleça limite para esse parâmetro quanto ao lançamento de efluentes, a resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece que para águas de classe 2, o limite máximo seja 100 UNT, e, considerando que a IN CONAMA 430/2011 cita que o lançamento de efluentes não deve, a rigor, alterar a classe à qual o curso hídrico se enquadra, é, desta forma, necessário o processo de pós-tratamento para remoção destes valores e efetivo lançamento em corpo hídrico receptor em concordância com a lei ambiental.

A grande remoção de turbidez observada na primeira semana de TDH pode estar relacionada à sedimentação por gravidade, ocorrida em função da estagnação do meio, pois todo o meio aquático transporta algum tipo de sedimento e existe uma tendência natural para que este seja depositado quando ocorre uma diminuição do fluxo d'água (GLYMP, 1973). No entanto,

de acordo com Sales e Sebastien (2011), a queda na turbidez pode também ter ocorrido devido a absorção



radicular de sais e outros compostos que são considerados nutrientes para a planta, tais como N, P e outros elementos.

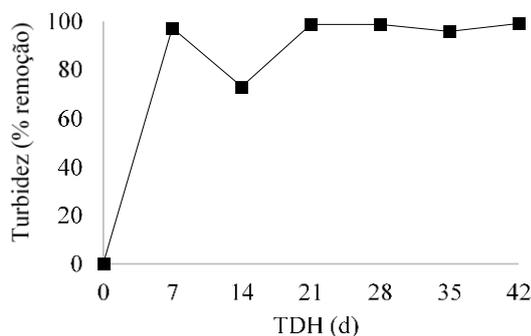


FIGURA 3. - Turbidez do meio líquido e porcentagem de remoção de turbidez durante 42 dias de TDH.

Na primeira semana de TDH, observou-se que restavam no meio líquido apenas 2,7% da turbidez registrada inicialmente. Loveson et al. (2013) tiveram 51% de remoção de turbidez após oito dias de TDH na fitorremediação de água poluída, esta diferença de eficiência pode estar relacionada com as características de cada efluente testado e cada espécie vegetal aquática cultivada no sistema.

Assim como o baixo nível de OD, a elevação da turbidez no 14º dia de TDH pode estar relacionada à mortalidade de algumas plantas, pois o estado de senescência das plantas insere matéria orgânica no meio, e isso pode resultar em um aumento de turbidez, visto que a matéria orgânica pode estar na forma de sólidos suspensos. A turbidez que é a medida da capacidade de dispersão da radiação solar, é influenciada diretamente pela presença de partículas em suspensão, que pode interferir negativamente no feixe de luz que penetra na água, resultando na diminuição da fotossíntese, de fitoplâncton e vegetação aquática submersa (MARGALEF, 1986; ESTEVES, 1998; SOUZA et al., 2015).

No restante do período a turbidez manteve-se sempre baixa, atingindo seu menor valor no 42º dia de análise, com valor de 9,2 UNT, resultado que se assemelha com os obtidos por Castro (2014), utilizando dois tipos de macrófitas diferentes (*E. crassipes*, *S. auriculata*), que obteve mais de 90% de remoção total da turbidez após 36 dias de experimento.

No entanto, é possível observar que ocorreu um pequeno aumento da turbidez no 35º dia de TDH, e essa elevação pode estar atribuída à precipitação registrada no local (27º ao 35º dia de TDH). Buzelli e Cunha-Santino (2013) encontraram maiores valores de turbidez em período chuvoso e explicam que é comum ocorrer elevação da turbidez em estações chuvosas, pois as precipitações movimentam a água provocando uma agitação dos sedimentos de fundo, tornando a água mais turva e menos susceptível à passagem de luz.

Comportamento do N_{total} e P_{total} durante o TDH

Na Figura 4 são apresentados os valores para o N_{total} e P_{total} do efluente durante os 42 dias de pós-tratamento com plantas da espécie *S. polyrhiza*.

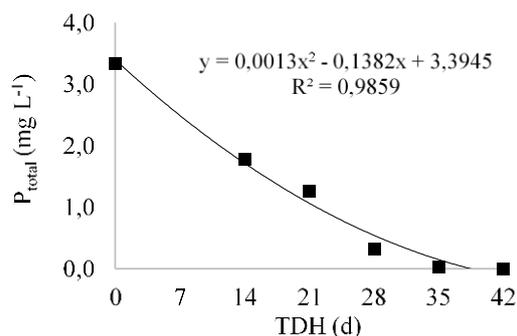
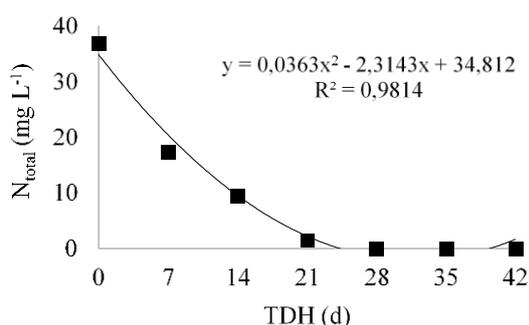


FIGURA 4 - Valores obtidos para N_{total} e P_{total} durante os 42 dias de pós-tratamento de efluente doméstico por meio do cultivo de *Spirodela polyrhiza*.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) prevê que a concentração permitida de N_{total} em efluentes é de 20 mg L⁻¹, os valores encontrados após a adição da macrófita no presente estudo estão de acordo com o previsto por essa legislação, no entanto, a concentração inicial de N_{total} no efluente sem a presença da

macrófita demonstrou-se em desacordo com essa legislação, evidenciando a necessidade do pós-tratamento antes do lançamento em corpo hídrico.

Durante o tratamento, foi registrada queda contínua da concentração desse parâmetro, sendo que 100% de eficiência foi demonstrada na quarta semana de

TDH, comportamento que pode estar relacionado a uma grande quantidade de NH_4 . Caicedo et al. (2000) explicam que a principal forma de nitrogênio no efluente é o NH_4 e que esta é a fonte de nitrogênio preferida por plantas como a lentilha d'água.

Remoção completa de N_{total} durante o TDH também foi observada por Veiga (2015), que testou a planta *S. auriculata* no tratamento de efluente oriundo de laticínio, e observou que a concentração de N_{total} foi reduzida completamente já na segunda semana de TDH do efluente testado.

A autora explica que o N é um macronutriente essencial para o desenvolvimento das plantas, sendo, portanto, absorvido em grandes quantidades pelo sistema radicular das mesmas e que, além disso, pode haver uma melhor remoção desse nutriente em meses quentes, exemplificando que para Castro (2014), o qual também empregou *S. auriculata* em seus estudos, a máxima eficiência obtida de remoção para o N foi de 75,65%. Assim como nesse estudo, o estudo conduzido por Veiga (2015) ocorreu no verão, enquanto que o estudo realizado por Castro (2014) foi conduzido no período de inverno. O fato pode ser uma indicação de que diferentes tipos de macrófitas aquáticas variam sua eficiência de remoção em função dos fatores climáticos externos, tal como a temperatura.

Outros autores constataram a eficiência das lentilhas d'água também em grande escala. Nasr et al. (2009), no pós-tratamento de efluente doméstico, diretamente na lagoa de tratamento, verificaram que depois de 15 dias de TDH, ocorreu uma eficiência de 73,4% de remoção do N, demonstrando que a lentilha pode ser uma ótima opção de pós-tratamento de efluentes também em grande escala.

Por outro lado, em experimento realizado por McCann (2016), o autor comprova que a *Spirodela* é extremamente resistente à condições desfavoráveis de N no meio em que vive, o autor comprovou que esta espécie, diferente de outros tipos de lentilha d'água, demonstra surgimento de rebentos mesmo em condições de deficiência de N, demonstrando alta capacidade de adaptação pela planta a diferentes ambientes aquáticos.

Além disso, por ser um elemento dinâmico no meio aquoso, esse elemento sofre diversas reações que resultam em sua volatilização ou absorção por microrganismos e plantas.

Lu et al. (2008) atribuíram as retiradas de N de águas poluídas em seus estudos ao processo de desnitrificação, pois estas também podem contribuir para a diminuição da concentração de NO_3^- , os autores atribuem a desnitrificação principalmente aos baixos valores de OD registrados durante seu experimento ($\text{OD} < 1,5$ e $0,7 \text{ mg L}^{-1}$), pois na ausência de O_2 estas bactérias podem usar o NO_3^- para oxidação microbiana (respiração celular). Sendo assim, resumidamente, maiores valores de OD implicam em maior atividade de nitrificação, e menores valores de OD resultam em desnitrificação (NO_3^- convertido a N_2) (AKINBILE; YUSEFF, 2012).

Quanto ao P_{total} verificou-se remoção superior a 80% do valor médio inicial ($3,3 \text{ mg L}^{-1}$), atingindo $0,6 \text{ mg}$

L^{-1} no 7º dia de TDH, concentração que continuou decaindo até observar-se 100% de remoção no 35º e 42º dias de TDH.

O comportamento de remoção de P_{total} neste estudo se distinguiu do observado por Castro (2014), pois o autor percebeu uma elevação na concentração do nutriente após um determinado período de TDH, constatando baixas remoções e níveis de eficiência de remoção pelas plantas testadas. Já nos estudos realizados por Nasr et al. (2009) e Lubarino (2013), o máximo da concentração de P retirada do efluente foi registrado no 15º dia de TDH, atingindo 65% e 83%, respectivamente, após esse período ambos os autores também registraram elevação dos teores do P no meio líquido.

No entanto, é necessário levar em consideração que o efluente utilizado possuía uma menor concentração de P quando comparado ao efluente utilizado por Castro (2014), Lubarino (2013) e Nasr et al. (2009), que constataram inicialmente 9,03; 4,8 e 7 mg L^{-1} de P_{total} , respectivamente.

Um fator que pode ter influenciado na rápida remoção tanto de P_{total} , quanto de N_{total} neste estudo, é o uso da lentilha d'água como macrófita aquática, pois essa é uma planta que se multiplica rapidamente. Cabe salientar que a lentilha d'água se utiliza dos nutrientes presentes no meio ao qual está inserida para crescimento vegetativo e reprodução, entre os quais, N e P são absorvidos em grandes quantidades (MCCANN, 2016), plantas aquáticas maiores como variedades de *Salvinia*, *Eichhornia crassipes* e *Pistia* não possuem crescimento e reprodução acelerada como as lentilhas d'água, possivelmente a diferença de assimilação de nutrientes pelas plantas esteja atrelada a esse fato.

No entanto, vale lembrar que autores tais como Buzelli e Cunha-Santino (2013), dizem que o aumento de temperatura registrado inicialmente, pode intensificar a taxa de decomposição de matéria orgânica proveniente de plantas em processo de senescência, elevando por consequência a DBO do meio aquoso, e neste caso, ocorre também a liberação de N e P pela dissolução das frações hidrossolúveis, como que um produto da decomposição dessa matéria orgânica.

Considerando tal afirmação é verdadeira, observa-se que neste estudo, a assimilação pelas plantas foi maior que a devolução desses nutrientes pela decomposição, ocorrendo um saldo negativo do nutriente no meio aquoso, diminuindo a sua concentração no meio ao longo do TDH. Esse comportamento também pode ser observado quanto a concentração de N_{total} no meio, e é possível afirmar, portanto, que caso não ocorresse decomposição durante o TDH, as remoções das concentrações de N_{total} e P_{total} seriam mais bruscas que o registrado.

Outro motivo que pode ainda ter influenciado as retiradas de P do efluente, está relacionado a precipitação que pode ter sido causada pelo pH do meio líquido, visto que precipitações de P ocorrem espontaneamente no tratamento de efluentes (DHAKAL, 2008), alguns fosfatos por exemplo precipitam facilmente, dependendo do pH líquido em que está inserido. Para Song et al. (2009), por exemplo, quando aos valores de pH variam de 7,50 a 8,00

unidades, observa-se o fenômeno da aceleração especial do fosfato de cálcio.

Sólidos Totais, Fixos e Voláteis

Na Figura 5 são apresentados os valores para os sólidos totais, fixos e voláteis (mg L^{-1}) do efluente durante os 42 dias de pós-tratamento com plantas da espécie *S. polyrhiza*.

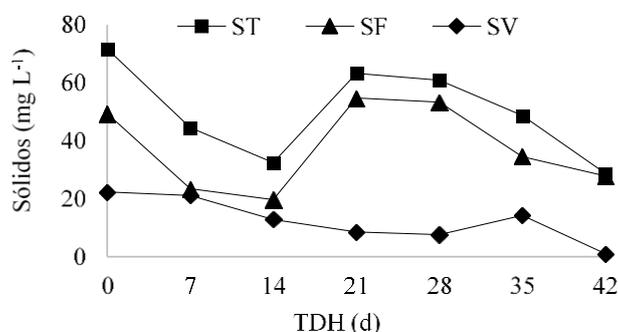


FIGURA 5 - Valores obtidos para sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV) durante os 42 dias de pós-tratamento de efluente doméstico por meio do cultivo de *Spirodela polyrhiza*.

Quanto à elevação de ST e SF observada na terceira semana de análises, pode haver uma relação com a senescência das macrófitas mencionada anteriormente, visto que essa foi a semana que apresentou menores valores médios para OD, e o processo de senescência insere MO no meio líquido, o que de acordo com Lubarino (2013), além de diminuir OD, eleva valores de sólidos.

Contudo, a maior eficiência de remoção dos ST e SF foi observada na segunda semana de análises, perfazendo respectivamente 88,3% e 76,4% de remoção de sólidos, ocorrendo após esta fase uma elevação de ambos os parâmetros que voltaram a decair nas semanas seguintes, mas que não ultrapassaram os valores de remoção atingidos na segunda semana de TDH.

Testando a mesma macrófita em dois ambientes poluídos diferentes, Loveson et al. (2013) verificaram aos

oito dias de tratamento, remoção dos sólidos totais na ordem de 85,4% e 85,2%, valores próximos ao encontrado aos 14 dias de TDH nesse estudo, as diferenças de remoção podem estar ligadas a outros fatores físicos e químicos que interferem na velocidade desse processo, como temperatura e pH, como exemplificam Souza et al. (2015).

Cabe salientar que as concentrações de SV aos 42 dias de TDH chegaram a valores próximos de zero, indicando que a fração orgânica dos sólidos, passível de decomposição foi reduzida a valores próximos de zero.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Figura 6 são apresentados os valores para DQO (mg L^{-1}) do efluente durante os 42 dias de pós-tratamento com plantas da espécie *S. polyrhiza*.

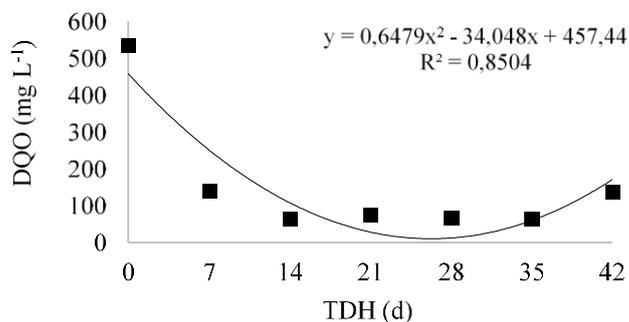


FIGURA 6 - Valores obtidos para Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg L^{-1}) durante os 42 dias de pós-tratamento de efluente doméstico por meio do cultivo de *Spirodela polyrhiza*.

Em relação à DQO, a grande variação entre as amostras é uma característica comum em efluentes de estações de tratamento, independentemente do tipo de afluente a ser tratado (RIBEIRO et al., 2013). No entanto, no presente estudo, apenas a amostra inicial de efluente

apresentou alto teor de DQO elevado, as amostras coletadas entre o 7º e o 42º dia de TDH obtiveram entre 74% e 88% de remoção de DQO, mostrando regularidade de remoção para esse parâmetro.

Embora a remoção máxima de DQO encontrada por Castro (2014), utilizando *Eichhornia crassipes* no tratamento de efluente de laticínio, tenha sido inferior a encontrada no presente estudo, a macrófita estudada pelo autor demonstrou comportamento similar ao deste estudo, ou seja, já na primeira semana os valores médios de DQO do efluente foram reduzidos drasticamente, e após esta etapa mantendo-se constante ao longo do TDH. No entanto, nos testes realizados com a *S. auriculata* pelo mesmo autor, ocorreu uma queda gradativa desse parâmetro até o 16º dia de TDH, seguido por elevação até o 24º dia e nova redução até o 34º dia de TDH. Esse comportamento permite inferir que o ciclo de remoção de DQO pode ocorrer de acordo com as características de cada macrófita utilizada.

A máxima remoção de DQO encontrada neste estudo é superior quando comparada à remoção obtidas em outros estudos. No trabalho realizado por Dhote (2007), por exemplo, avaliou-se a eficiência de diferentes espécies de macrófitas na redução do teor de nutrientes de água poluída, a macrófita que atingiu maior redução de DQO foi a *Hydrilla verticillata*, com uma taxa de apenas 37,7%. Já nos estudos de Shah e Hasmih (2012), que estudaram um grupo de macrófitas no tratamento de efluente doméstico, estes obtiveram redução de 42%.

Em outro estudo, no tratamento de águas residuárias realizado por Shah et al. (2015), a exemplo do ocorrido nos estudos de Shah e Hasmih (2012), e Dhote (2007), a máxima remoção de DQO também girou ao entorno dos 40%. Para estes autores, com as macrófitas jacinto d'água, lentilha d'água e alface de água, a máxima remoção de DQO foi de 40,34%, 17,59%, 26,37%, respectivamente, estes autores atribuíram a maior parte da degradação de DQO em seus estudos a ação de microrganismos que podem ter estabelecido uma relação simbiótica com as macrófitas aquáticas. No entanto, o TDH máxima testada por estes autores foi de 10 dias, podendo essa diferença de TDH ter influenciado nos teores de remoção.

CONCLUSÕES

A macrófita aquática flutuante *S. polyrhiza* se mostrou eficiente no pós-tratamento de efluente doméstico, visto que foram registradas elevadas remoções de turbidez, DQO, sólidos totais, fixos e voláteis e N_{total} e P_{total} do efluente.

S. polyrhiza demonstrou capacidade superior de remoção de nutrientes frente a investigações realizados com diferentes macrófitas em outros estudos, mostrando assim, que pode ser uma excelente opção para tratamento de efluentes frente a outras macrófitas aquáticas.

Uma maior remoção de nutrientes foi observada no 35º e 42º dia de detenção hidráulica, demonstrando que esse pode ser o melhor tempo de detenção hidráulica para pós-tratamento de efluente doméstico por essa macrófita. No entanto, devido aos estudos com essa macrófita serem escassos no Brasil, mais estudos são necessários para indicar um tempo ótimo de TDH, estudos com efluentes em concentrações mais elevadas de nutrientes, tais como,

N e P são indicados para avaliar o comportamento da macrófita diante diferentes cenários.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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, mar. 2012.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, USA: American Public Health Association, 2005. 1134p.
- BARROS, F.G.N.; AMIN, M.M. Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté, v.4, n.1, p.75-108, jan./abr. 2008.
- BARROS, J.P.A.A.; JIMENEZ, D.M.R.S.; OLIVEIRA, F.R.O.; HERNANES, M.N.P. Tratamento de esgoto doméstico com wetland povoada com *Eichhornia crassipes*. IN: XII CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, Poços de Caldas, v.12, 2015.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução 430. Brasília, 2011. 23p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf>. Acesso em: 29 jul. 2016.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução 357. Brasília, 2005. 23p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf>. Acesso em: 29 jul. 2016.
- BUZELLI, G.M.; CUNHA-SANTINO, M.B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Ambiente e Água**, Taubaté, v.8, n.1, p.186-205, 2013.
- CASTRO, G.M. **Tratamento de efluentes de laticínio em sistemas wetlands com macrófitas aquáticas flutuantes**. 2014. 69p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Toledo, 2014.
- DANELUZ, D.; TESSARO, D. Padrão físico-químico e microbiológico da água de nascentes e poços rasos de propriedades rurais da região sudoeste do Paraná. **Arquivos do Instituto de Biologia**, São Paulo, v.82, p.1-5, 2015.
- DHAKAL, S.A. **Laboratory study of struvite precipitation for phosphorus removal from concentrated animal feeding operation wastewater**. 2008. 98p. Tese (Doctorate in Civil Engineering) - University of Science and technology, Rolla, 2008.
- DHOTE, S. Role of Macrophytes in improving water quality of an aquatic eco-system. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v.11, n.4, p.131-135, dez. 2007.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826p.
- FONSECA, H.S.; SALVADOR, N.N.S. Estudo integrado da qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Bonito em Descalvado – SP. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, São Paulo, v.64, n.2, p.179-185, 2005.
- FRANÇA, J.B.A.; MORAES, T.V.; VAZ, D.C.; FERREIRA, A.A.; SOARES, F.A.L. Tratamento de efluente doméstico com macrófitas aquáticas para reuso na fertirrigação. **Irriga**, Botucatu, v.1, n.1, p.85-93, 2014.
- GLYMP, L.M. **Sedimentation of reservoirs**. Washington: AGUP, 1973. 348p.
- LEMON, G.D.; POSLUSZNY, U.; HUSBAND, B.C. Potential and realized rates of vegetative reproduction in *Spirodela polyrhiza*, *Lemma minor*, and *Wolffia borealis*. **Aquatic Botany**, Guelph, v.70, n.1, p.79-87, may. 2001.
- 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**, Kerala, v.3, n.5, p.51-58, 2013.
- LUBARINO, E.A. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em lagoa com lemma**. 2013. 81p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2013.

- LU, Q.; HE, Z.L.; GRAETZ, D.A.; STOFFELLA, P.J.; YANG, X. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). **Environmental Science Pollution**, Flórida, v.17, n.1, p.84-96, jan. 2008.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: OMEGA, 1986. 1010p.
- MARONEZE, M.M.; ZEPKA, L.Q.; VIEIRA, J.G.; QUEIROZ, M.I.; JACOB-LOPES, E. A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Ambiente e Água**, Taubaté, v.9, n.3, p.1-14, 2015.
- MCCANN J.M. Response diversity of free-floating plants to nutrient stoichiometry and temperature: growth and resting body formation. **Environmental Sciences**, New Brunswick, v.7, n.4, p.1781-1788, mar. 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**, Christchurch, v.6, n.2, p.125-138, apr. 1976.
- NASR, F.A.; DOMMA, H.; NASSAR, F. Treatment of domestic wastewater using an anaerobic baffled reactor followed by a duckweed pond for agricultural purposes. **The Environmentalist**, v.29, n.3, p.270-279, set. 2009.
- PETRUF, L.A.; SACCO, V.A.; LUCIO, L.C. Oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), temperatura e condutividade elétrica como parâmetros físico-químicos da água do ribeirão Morangueira, Maringá/PR. In: ENCONTRO INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO CIENTÍFICA CESUMAR, 2011, Maringá, PR. **Anais...** Maringá, PR, 2011.
- PACHECO, F.P. Água residuária de suinocultura aplicada em cobertura na cultura do milho com cultivo sequencial de aveia preta. **Revista Varia Scientia Agrárias**, Cascavel, v.3, n.2, p.195-197, jul./dez. 2013.
- POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, São Paulo, v.12, n.3, p.406-424, 2009.
- PRATTE-SANTOS, R.; SIMÕES, L.N. Estudo das variáveis físico-químicas em níveis de estratificação espacial em um ambiente lêntico na Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo. **Natureza on line**, Santa Tereza, v.8, n.2, p.74-77, 2010.
- PUTTI, F.F.; FILHO, L.R.A.G.; KUMMER, A.C.B.; CREMASCO, C.P.; LUDWING, R.; CATANEO, P.F. Utilização de água residuária para fins agrônômicos. In: **Água, tratamento, efluentes e lodos**. Tupã, 1. ed. 2015. p.25-41.
- RAN, N.; AGAMI, M.; ORON, G. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent. **Water Research**, v.38, n.9, p.2241-2248, may. 2004.
- RIBEIRO, E.A.; SANDRI, D.; BOËNO, J. Qualidade da água de córrego em função do lançamento de efluente de abate de bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.4, p.425-433, abr. 2013.
- SABEI, T.R.; BASSETTI, F.J. Alternativas ecoeficientes para tratamento de efluentes em comunidades rurais. In: FÓRUM AMBIENTAL DA ALTA PAULISTA, 9., 2013, São Paulo, SP. **Anais...** São Paulo, SP, 2013. p.487-503.
- SALES, C.V.; SEBASTIEN, N.Y. Uso das macrófitas *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* no tratamento de efluente de cervejaria. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 13., 2011, Natal, RN. **Anais...** Natal, RN, 2011.
- SHAH, M.; HASHMI, H.N. Macrophyte waste stabilization ponds: An option for municipal wastewater treatment. **International Journal of Physical Sciences**, Southampton, v.7, n.30, p.5162-5166, aug. 2012.
- SHAH, M.; HASHMI, H.N.; GHUMMAN, A.R.; ZEESHAN, M. Performance assessment of aquatic macrophytes for treatment of municipal wastewater. **Journal Environmental Health Science Engineering**, Ondo, v.57, n.3, jul. 2015.
- SONG, H.Y.; HANN, H.; HOFFMANN, H. The effects of pH and ca/p ratio on the precipitation of calcium phosphate. **Environmental Technology**, v.2, n.2, p.207-215, set. 2002.
- SOUZA, N.S.; SÁ-OLIVEIRA, J.C.; SILVA, E.S. Avaliação da qualidade da água do Alto Rio Pedreira, Macapá, Amapá. **Acta Amazônica**, Macapá, v.5, n.2, p.107-118, jun. 2015.
- VEIGA, T.G. **Salvinia auriculata no pós-tratamento de efluente de laticínio**. 56p. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Toledo, 2015.